



## Potentiale og barrierer for biogasproduktion i Danmark ved omfattende økologisk jordbrug med fokus på dyrkningsjordens kulstofforhold

Salomonsen, Kristian Buch

*Publication date:*  
2000

*Document Version*  
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

*Citation (APA):*  
Salomonsen, K. B. (2000). *Potentiale og barrierer for biogasproduktion i Danmark ved omfattende økologisk jordbrug med fokus på dyrkningsjordens kulstofforhold*. Technical University of Denmark. BYG-Rapport No. R-041

---

### General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



**Potentiale og barrierer  
for biogasproduktion i Danmark  
ved omfattende økologisk jordbrug**  
med fokus på dyrkningsjordens kulstofforhold

Ph.d.-afhandling

Kristian Buch Salomonsen

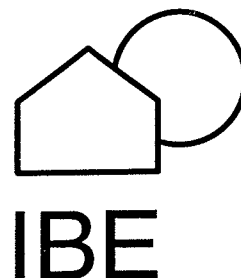
**RAPPORT  
R-041**

**Juni 2000**

ISSN 1396-4011

ISBN 87-7877-043-2

INSTITUT FOR BYGNINGER OG ENERGI  
DANMARKS TEKNISKE UNIVERSITET



# Forord

Denne rapport afslutter mit ph.d.-studium, som er udført under indskrivning på Institut for Bygninger og Energi, Danmarks Tekniske Universitet med professor Niels I. Meyer som hovedvejleder. Studiet var finansieret af et DTU-stipendium.

Studiet har været opbygget omkring et projekt til belysning af potentialet og barriererne for biogasproduktion ved udbredt økologisk jordbrug i Danmark. Denne ph.d.-afhandling udgør afrapporteringen af dette projekt. Projektet har omfattet både energiplanlægning og jordbrugsforskning og har således haft en høj grad af tværfaglig karakter. Dette har været nødvendigt, da usikkerhed om de jordbrugsmæssige forhold ved biogasproduktion er en betydelig hindring for vurdering af det fremtidige potentiale for energiproduktion fra biogas. I den forbindelse har der i tilknytning til projektet været udført et eksperiment til belysning af de totale kulstofbalancer ved biogasproduktion og kompostering af gylle, idet virkningen på jordens kulstofindhold er inkluderet. Eksperimentet er udført på Institut for Jordbrugsvidenskab, Laboratoriet for Planternes Ernæring, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole og i mindre omfang på Institut for Miljøteknologi, DTU. Dermed er projektets jordbrugsdel primært udført på KVL, mens energiplanlægningsdelen har været udført på DTU.

Indeværende rapport har været underkastet små ændringer i forhold til den version, som ph.d.-studiets censorer havde til bedømmelse. Dette er sket for at inddrage censorernes kritik i rapporten.

Det tværfaglige arbejde har bragt mig i kontakt med mange personer. Disse vil jeg gerne takke for hjælp og inspiration. Særligt vil jeg gerne takke de ph.d-studerende på Institut for Bygninger og Energi, DTU og Institut for Jordbrugsvidenskab, KVL, med hvem jeg har følt et særligt skæbnefællesskab, og som jeg har haft mange gode diskussioner og erfaringsudvekslinger med. Desuden vil jeg takke lektor Jakob Magid, KVL for vejledning og diskussion omkring eksperimentet. Jeg vil gerne takke professor Dick Norgard, som inviterede mig til et lærerigt og inspirerende studieophold på Energy and Resources Group på UC Berkeley, samt gruppens studerende og ansatte. Endelig en stor tak til venner og familie, som alle har givet støtte og fyldt arbejdsrummet med varme og livsglæde, samt en særlig tak til min kæreste Charlotte, som desuden har udvist stor udholdenhed i det daglige samvær.

Kristian B. Salomonsen



# Resumé

## Baggrund

Officiel dansk energipolitik har med den seneste energiplan Energi 21 fra 1996 opsat mål for en væsentligt forøget udnyttelse af husdyrgødning til biogasproduktion (biologisk anaerob afgang), som skal muliggøre, at biogas udgør cirka 3% af bruttoenergiforbruget i år 2030. Samtidig forandres landbruget imod stadig større udbredelse af økologisk jordbrug. Set ud fra et ønske om bæredygtighed er det glædeligt, hvis der sker vækst i begge sektorer. Der er dog en række potentielle barrierer mod biogasproduktion relateret til væksten i økologisk jordbrug, som kan resultere i en konflikt mellem de to sektorer. Nogle økologiske jordbrugere påpeger således, at afgasset gylle har uheldige egenskaber for jordens frugtbarhed og afgrøderne. De argumenterer for at husdyrgødning komposteres. Herudover findes der barrierer af praktisk, økonomisk og politisk karakter. På den enkelte økologiske bedrift kan barriererne hindre en effektiv reduktion af forbruget af fossilt brændsel, hvilket ellers indgår i målsætningen for økologisk jordbrug.

## Metoder

Ph.d.-afhandlingen belyser, hvordan fortsat vækst i økologisk jordbrug vil påvirke potentialet for energiproduktion fra biogas i Danmark. Herunder er der foretaget en undersøgelse af betydningen af tre kategorier af barrierer, nemlig (1) praktiske barrierer, (2) økologiske jordbrugeres holdninger og (3) jordbrugsmæssige problemer. Økonomiske og politiske barrierer er ikke behandlet. I det omfang barriererne har kunnet kvantificeres, er de implementeret i en beregning af det maksimale biogaspotentiale. Ellers er barrierernes betydning udtrykt kvalitativt.

Det har været et særligt mål at bidrage til opklaring af, om jordbrugsmæssige forhold er en barriere for biogasproduktion på økologisk jordbrug. Et vigtigt spørgsmål i denne sammenhæng er, om biogasproduktion har negativ virkning på jordens kulstofindhold i forhold til kompostering af gylle. Spørgsmålet er belyst med et eksperiment.

Der er taget afsæt i det teknisk-naturvidenskabelige fagområde, med en høj grad af tværfaglighed fra energiplanlægning, jordbrugsforskning, mikrobiologi, jordbrugsdrift og husdyrbrug.

## Resultater

### *Kvantificerbare praktiske barrierer og det maksimale biogaspotentiale*

Det maksimale potentiale for energiproduktion fra biogas er beregnet i tre scenarier med forskellig vækst i antallet af økologiske kvæg og svin. Det forudsættes, at væksten sker ved omlægning af konventionelle bedrifter med et uændret antal husdyr til følge, idet der kun forventes omlægning af bedrifter med lav husdyrintensitet og bedrifter med mellemstor husdyrintensitet, som kan indgå samarbejde med plantebrug, fordi sådanne bedrifter efter omlægning er uafhængige af foderimport. I de tre scenarier udgør økologiske kvæg henholdsvis 17, 29 og 40 procent af landets samlede antal kvæg, mens økologiske svin udgør 4, 8 og 15 procent af landets samlede antal svin. Da omlægningen reducerer den totale gyllemængde fra konventionelle landbrug, reduceres også biogaspotentialet herfra. Projektets beregninger viser, at det maksimale biogaspotentiale på 24 PJ/år fra konventionel husdyrgødning i Energi 21 mindskes 2,7 til 6,8 PJ/år i de tre scenarier. Dette er den direkte konsekvens af væksten i økologisk jordbrug.

Biogaspotentialet på økologisk jordbrug kan kompensere for cirka halvdelen af det mistede biogaspotentiale fra konventionelt landbrug, men fuld compensation kan ikke opnås grundet økologiske husdyrs større opholdstid på græs. Økologisk jordbrug benytter desuden staldsystemer, som resulterer i betydelige mængder fast gødning, hvilket kan reducere bio-

gaspotentialet på økologisk jordbrug til en fjerdedel af potentialet fra konventionelt landbrug. Praktiske forsøg har påvist muligheden for biogasproduktion på basis af fast gødning, men dette er i konflikt med anvendelsen af fast gødning til jordforbedring, se senere.

Tabel I viser det totale maksimale biogaspotentiale fra konventionelt og økologisk jordbrug svarende til scenarierne for omlægning. Det ses, at vækst i økologisk jordbrug medfører en beskeden reduktion i Danmarks samlede maksimale biogaspotentiale i forhold til det maksimale potentiale på 24 PJ/år i Energi 21. Dybstrøelse bidrager dog med cirka halvdelen af biogaspotentialet i økologiske jordbrug.

Tabel I: Det maksimale potentiale for energiproduktion fra biogas baseret på landbrugets gødning i scenarier med lille, moderat og stor omlægning af husdyrbedrifter til økologisk jordbrug. Potentialerne kan sammenlignes med et skønnet maksimalt potentiale på 24 PJ per år for Energi 21. Sum-afvigelse skyldes afrunding.

PJ per år	Scenario		
	Lille	Moderat	Stor
Gylle fra økologisk jordbrug	0,5	0,9	1,4
Dybstrøelse fra økologisk jordbrug	0,8	1,3	1,9
Økologisk jordbrug i alt	1,3	2,3	3,3
Konventionelt landbrug	21,1	19,1	17,0
Samlet maksimalt potentiale fra gødning	22,4	21,4	20,3

I tilknytning til biogaspotentialet fra konventionelt landbrug findes der to betydelige barrierer selv uden omlægninger til økologisk jordbrug. For det første er potentialet på 24 PJ per år for biogasproduktion fra husdyrgødning i Energi 21 optimistisk, fordi det inkluderer biogasproduktion fra en betydelig mængde fast kvæggødning, svarende til 4 PJ per år. Det er usikkert om der i praksis vil blive biogasproduktion fra dette. For det andet er manglen på letnedbrydeligt organisk industriaffald en barriere for biogasproduktionen fra konventionelt landbrug, som kan betyde, at biogaspotentialet i Energi 21 må reduceres med op til 80%. I dette perspektiv kan barriererne opstået fra vækst i økologisk jordbrug synes betydningsløse, men en behandling af disse er alligevel relevante for at opnå fuld belysning af konsekvenserne ved vækst i økologisk jordbrug.

#### *Ikke-kvantificerbare praktiske barrierer*

Den nuværende lovgivning om økologisk jordbrug nødvendiggør, at økologisk og ikke-økologisk biomasse holdes adskilt under indsamling, bioforgasning og returnering til landbruget. Reelt kan det nødvendiggøre "økologiske" og "ikke-økologiske" biogasfællesanlæg, hvilket skaber barrierer på grund af større transportafstande og mindre fleksibilitet. Særligt økologisk gylle må ventes at få lav gylletæthed (gyllemængde per areal). Omlægning medfører dog også mindsket tæthed af ikke-økologisk gylle. Barriererne kan undgås, hvis afgasset gylle kan anvendes på både økologisk og konventionelt jordbrug uanset dets oprindelse.

Svinegylle kan behandles på gårdbiogasanlæg, men økologiske svinestalde forventes at få et reduceret varmebehov, hvilket mindsker rentabiliteten for gårdbiogasanlæg. På konventionelle kvægbedrifter er varmebehovet i forvejen utilstrækkeligt til opstilling af rentable gårdbiogasanlæg. Hvor biogassen kan ledes til et område med varmebehov, eller hvor der kan skabes et varmebehov om vinteren, f.eks. i drivhuse, kan et gårdbiogasanlæg eventuelt være rentabelt. Ved tilstrækkeligt stort varmebehov kan biogassen omdannes til ren varmeproduktion, hvilket sparer kapitaludgifterne til et kraftvarmeanlæg. Denne løsning kan være afgørende for, at biogasanlægget opstilles.

Opstilling af gårdbiogasanlæg reducerer gylletætheden for biogasfællesanlæg. Endelig gælder det, at mange gyllelagre allerede er etableret, så bedrifterne ikke har incitament til at deltage i biogasfællesanlæg. For alle tilfælde, hvor gylletætheden i et område reduceres, gælder det, at rentabiliteten for et biogasfællesanlæg kan blive så dårlig, at det ikke opstilles, hvorved der efterlades et uudnyttet biogaspotentiale. Derfor må gylletætheden for biogasfællesanlæg sikres gennem overordnet planlægning.

#### *Barrierer fra økologiske jordbrugeres holdninger*

Det er den individuelle jordbruger, som i sidste ende beslutter, om han/hun vil deltage i biogasproduktion, og det er usikkert, hvilken holdning fremtidige økologiske jordbrugere vil have dertil. I rapporten er der opstillet den hypotese, at det er forskelle i *naturesynet*, som tegner grænsen mellem en negativ og en positiv indstilling overfor biogasproduktion, hvor *naturesynet* skal forstås som synet på jordbrugets relation til naturen. Desuden defineres to *naturesyn*: Det *fundamentalistisk-økologiske naturesyn*, som medfører afstandtagen fra biogas udfra et stærkt hensyn til de biologiske systemer i jordbruget, og det *pragmatisk-økologiske naturesyn*, som medfører en åben, men ikke ukritisk, holdning til biogasproduktion.

#### *Jordbrugsmæssige barrierer*

Kapitlet om jordbrugsmæssige barrierer giver en præsentation af de argumenter mod biogasproduktion, som har været fremført af økologiske jordbrugere. Disse danner udgangspunkt for en videnskabelig behandling af de jordbrugsmæssige barrierer mod biogasproduktion. Tre hovedgrupper af jordbrugsmæssige barrierer findes: Hensynet til jordens humusindhold, plantesundhed og fødevarernes ernæringsværdi samt komposts mulige sygdomsforebyggende virkning på jord og planter. Af betydning for disse forhold er afgasset gylles lave indhold af organisk materiale og store andel af mineralsk kvælstof, i modsætning til kompost, som har et højt indhold af organisk materiale og en stor andel organisk bundet kvælstof.

Jordens indhold af organisk materiale har en række vigtige funktioner for frugtbarheden, men omsætningen af organisk materiale har endog større betydning. Isoleret set sker der mindre opbygning af jordens kulstofindhold ved tilførsel af afgasset gylle end ved tilførsel af kompost, men det må primært tilskrives det høje indhold af sværtnedbrydeligt organisk materiale i kompost opnået ved tilførslen af store mængder halm. Formodentlig er det graden af omsætning af organisk tørstof før nedmuldning, der bestemmer den kulstofopbyggende effekt, snarere end dets oprindelse.

Indholdet af mineralsk kvælstof i afgasset gylle virker næppe nedbrydende på jordens humusindhold, men kan fremme mikrobiel omsætning af letomsætteligt kulstof. Muligvis hæmmer mineralsk kvælstof opbygningen af humus. Gødskning med afgasset gylle kan give bedre udnyttelse af gyllens kvælstofindhold til plantevækst og mere korrekt dosering. Det skyldes, at der ikke er kvælstoftab ved bioforgasning som ved kompostering, og at indholdet af mineralsk kvælstof i afgasset gylle giver mulighed for at styre kvælstoftilførslen til planterne mere præcist. Det er dog tvivlsomt, om øget kulstoftilførsel grundet øget plantevækst har en ligeså stor kulstofopbyggende effekt som direkte tilførsel af kulstofrig gødning. Korrekt kvælstofgødskning er dog væsentlig til opnåelse af modstandsdygtighed overfor plantesygdomme og insektangreb, og for afgrødernes ernæringsværdi og det samlede afgrødeudbytte. Kompost har på den anden side en mulig positiv virkning mod plantesygdomme.

Det er vigtigt at bemærke, at det er den samlede økologiske driftsform, der har betydning for planternes vækstbetingelser, og ikke kun gødningstypen. Driftsformen omfatter sædskiftet, afgrødevalg, brugen af efterafgrøder og jordbehandlingen. Det må forventes, at biogasproduktion kan implementeres i økologisk jordbrug, hvis dette sættes som et mål for forskningen og udviklingen af økologisk jordbrug.

### *Energiregnskaber, som inddrager energiforbruget*

I teorien kan komposteringsvarme delvis kompensere for det energipotentiale, som mistes, når økologiske jordbrugere ønsker at kompostere husdyrgødning i stedet for at producere biogas. Forsøg har dog vist, at den optimale komposteringstemperatur til varmeproduktion er 50-60° C, hvorved varmeproduktion fra kompostering ikke har praktisk interesse.

Ved omlægning til økologisk animalsk produktion er der potentiale for et forbedret samlet energiregnskab, fordi energiforbruget reduceres mere end reduktionen i det maksimale biogaspotentiale, se Tabel II.

Tabel II. Årligt energiforbrug og maksimalt biogaspotentiale for kvæg- og svineproduktion ved konventionelt (konvent.) og økologisk landbrug.

GJ/(årsdyr+aflædte)	Kvæg			Svin		
	Konvent.	Økologisk	Reduktion	Konvent.	Økologisk	Reduktion
Energiforbrug	48	33	15	35	17	18
Biogaspotentiale	20	10	10	9	4	5
Nettoenergiforbrug	28	23		26	13	

Reduktion angiver sparet energiforbrug og mistet maksimalt biogaspotentiale. Enhederne er GJ/(årsmalkeko med aflædte) og GJ/(årssø med aflædte).

Den største forbedring af energiregnskabet opnås ved omlægning fra konventionelt landbrug uden biogasproduktion til økologisk landbrug med biogasproduktion. Herved kan nettoenergiforbruget reduceres med op til 52% og 63% for henholdsvis kvæg- og svineproduktion.

Energiforbruget knyttet til produktion af kvæg og svin reduceres så meget ved omlægning, at omlægning er en energimæssig gevinst målt per dyr, selvom der ikke opnås biogasproduktion fra økologisk svineproduktion, og selvom op til halvdelen af biogaspotentialet ved økologisk kvægproduktion mistes. Dette mindsker betydningen af barriererne for biogasproduktion, men det er alligevel ønskværdigt at mindske barriererne, med henblik på at reducere forbruget af fossilt brændsel på økologisk jordbrug. Desuden er nogle af barriererne knyttet til biogasproduktionen fra konventionelt landbrug, og disse medfører en yderligere reduktion af landets samlede biogaspotentiale.

### **Projektets eksperimentelle del**

I tilknytning til projektet er der gennemført et eksperiment "Komplette kulstofbalancer for svine- og kvæggylle i jord: Effekten af biogasproduktion og kompostering". Formålet med eksperimentet var at sammenligne bevarelsen af kulstof indeholdt i kvæg- og svinegylle ved tre forskellige behandlinger under kontrollerede forhold. Hermed bidrager eksperimentet til at afklare kulstofforholdene ved biogasproduktion i økologisk jordbrug.

Eksperimentet bestod i tre behandlinger, hvor gyllen blev bioafgasset (anaerobt), komposteret (aerobt) eller efterladt ubehandlet. Efterfølgende blev det forbehandlede gylle nedmuldet i jord uden plantevækst, som blev inkuberet ved 9° C i varmeskab i 14 måneder. På basis heraf er der opstillet kulstofbalancer, der inddrager kulstofomsætningen under såvel forbehandlingerne som under inkubering af jorden.

Komposteringen blev udført med elefantgræs som strukturmateriale, idet elefantgræs særligt høje <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-forhold skulle gøre det muligt at specificere omsætningen af henholdsvis gylle og elefantgræs under komposteringen og den efterfølgende omsætning af kompost i jord ved hjælp af isotop-målinger. Under komposteringen var kulstofbevarelsen stor for kvæg- og svinegylle, mens elefantgræs stod for størstedelen af det samlede kulstofftab under komposteringen.



Biogasproduktionen lod sig kun gennemføre for kvæggylle. Kulstoftabet fra dette var betydeligt.

Jordinkuberingen blev udført i to serier. I den ene serie blev der tilført kulstof svarende til moderat gødningstilførsel. Kulstofbevarelsen blev bestemt indirekte ved måling af den producerede kuldioxid. I denne serie sås ingen forskel i omsætningen af afgasset, komposteret og ubehandlet gylle, hvilket dog må tilskrives en anomal høj respiration fra den anvendte jord, hvilket også resulterede i den anomali, at kontroljorden udviste større respiration end jordprøver tilført ubehandlet svinegylle og afgasset kvæggylle.

Måling af  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -forholdet i det producerede kuldioxid fra jordprøver med kompost viste betydelig spredning for gentagelser af hver behandling. Dette, kombineret med kontroljordens store respiration, hindrede bestemmelse af den specifikke omsætning af gylle og elefantgræs indeholdt i komposten. Desuden udviste elefantgræsset anomal omsætning, hvilket alt andet lige ville mindske resultaternes troværdighed.

I den anden serie blev jorden tilført kulstof i store mængder, der mest svarer til kompostnedmuldning med henblik på forbedring af jordstrukturen. Denne serie blev medtaget for at supplere de indirekte målinger af kulstofbevarelsen med direkte målinger af kulstofindholdet i jordprøverne, hvilket nødvendiggjorde den større kulstoftilførsel. Den direkte målemetode gav ikke signifikante resultater grundet for stor følsomhed overfor måleunøjagtighed, men den indikerede mindre kulstofbevarelse for kvægkompost end for afgasset og ubehandlet kvæggylle. Dette er inkonsistent med kvantitative resultater fra den indirekte målemetode, som antydede større kulstofbevarelse for kompost, end for afgasset og ubehandlet gylle.

Resultatet fra den indirekte målemetode ved stor kulstoftilførsel til jorden tillod opstilling af fuldstændige kulstofbalancer for forbehandling og jordinkubering.

For *svinegylle* var den totale kulstofbevarelse større, når gylle blev komposteret før nedmuldning end ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Betragtes derimod den samlede kompostblanding, og ikke kun gylledelen af komposten, var den totale kulstofbevarelse ens for kompostering og nedmuldning af ubehandlet gylle.

For *kvæggylle* var den totale kulstofbevarelse størst ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Kulstofbevarelsen var mindst ved forudgående bioforgasning. Kulstofbevarelsen ved kompostering lå mellem bioforgasning og ubehandlet gylle. Betragtes gylledelen af komposten var kulstofbevarelsen næsten så høj som ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Betragtes derimod kompostblandingen, var kulstofbevarelsen næsten så lav som ved bioforgasning.

Ubehandlet svinegylle havde større kulstofbevarelse end kvæggylle. For kompost var der derimod ikke forskel mellem svinegylle og kvæggylle.

Det indgik i eksperimentet at måle lattergasemissionen fra kompostering og jordinkubering. Kun målinger fra kompostering kunne anvendes og disse viste en negligibel lattergasdannelse.



# Potential and barriers for biogas production in Denmark at widely expanded organic farming

## Summary

### Background

Official Danish energy policy includes a significant increase in the use of farmyard manure for biogas production (biological anaerobic gasification) as described in the newest energy plan (Energy 21) published in 1996. The goal is that biogas should supply 3% of the gross energy production in year 2030. At the same time, there is an expansion of organic farming in the Danish agricultural sector. The growth of both sectors is attractive from a sustainability point of view, but there are potential barriers to biogas production related to the expansion of organic farming systems. This may result in a conflict between the two sectors. Some organic farmers claim that detrimental effects to the soil fertility and the plants may result from using manure for biogas production. They argue for composting farmyard manure. Besides, there are practical, economic and political barriers for biogas production. At the individual farm, the barriers can obstruct an efficient reduction in the consumption of fossil fuel, which is part of the goal of organic farming.

### Methods

The Ph.D. thesis describes the influence from continued expansion of organic farming systems to the potential for energy production from biogas in Denmark. The project analyses the consequence from three categories of barriers: (1) practical barriers, (2) the attitude of organic farmers, and (3) agricultural biological problems. Economic and political barriers are not examined. When the barriers can be quantified, they are included in the calculation of the maximum biogas potential. When not, the implications of barriers are expressed qualitatively.

It has been a particular goal to provide new information on whether agricultural biological problems are a barrier to biogas production in organic farming systems. One important question in this connection is whether biogas production has a negative influence on the soil carbon content compared to composting. This question is investigated by an experiment.

The project is based on technical and natural science disciplines, with an interdisciplinary basis ranging over energy planning, agricultural science, microbiology, and crop, and animal operation.

### Results

#### *Quantifiable practical barriers and the maximum biogas potential*

The maximum potential for energy production from biogas is calculated in three scenarios with different growth in numbers of organic cattle and pigs. Growth is assumed to happen by conversion of conventional farms into organic farms with a fixed number of animals. Only farms with low animal intensity (animals per area) and farms with medium animal intensity, which can co-operate with crop farms are converted, because such farms are independent from fodder import. In the three scenarios, organic cattle constitute respectively 17, 29, and 40 percent of the total number of cattle in Denmark, while the corresponding numbers for pigs are 4, 8, and 15 percent. As conversion reduces the total amount of manure from conventional agriculture, the biogas potential from this source is reduced. The calculations in the project show that the maximum biogas energy potential of 24 PJ per year from conventional farmyard manure in Energy 21 is reduced by 2.7 to 6.8 PJ per year in the three scenarios. This is the direct consequence of the expansion of organic farming.

The biogas potential from organic farming systems can compensate for about half of the biogas potential lost from conventional farming, but full compensation is not possible due to the longer grazing time of organic animals. Besides, organic farming systems are more widely based on stables producing solid manure, which may reduce the biogas potential from organic farming to a fourth of the biogas potential from conventional farming. Practical experiments have demonstrated the possibility to produce biogas from solid manure, but this is conflicting with the use of solid manure as a soil conditioner, as discussed below.

Table I indicates the total maximum biogas potential from conventional and organic agriculture in the three scenarios. Expansion of organic farming results in a small reduction in the maximum biogas potential of 24 PJ per year in Energy 21. Deep litter however constitutes half of the biogas potential from organic farming.

Table I. The maximum potential for energy production from biogas based on farmyard manure from the Danish agriculture in three scenarios with little, moderate, and extensive conversion to organic animal husbandry. The numbers may be compared to an estimated maximum potential of 24 PJ per year in Energy 21. Deviation in sum is caused by number rounding.

PJ per year	Scenario conversion		
	Little	Moderate	Extensive
Manure from organic farming	0.5	0.9	1.4
Deep litter from organic farming	0.8	1.3	1.9
Organic farming totally	1.3	2.3	3.3
Conventional agriculture	21.1	19.1	17.0
Total maximum potential from farmyard manure	22.4	21.4	20.3

In relation to the biogas potential from conventional farming, there are two significant barriers even in a situation without conversion to organic farming. First, the potential of 24 PJ per year for biogas production from farmyard manure in Energy 21 is optimistic, because it includes biogas production from a considerable amount of solid manure, corresponding to 4 PJ per year. It is uncertain whether solid manure can be used as a source for biogas production in practice. Second, the lack of the easily degradable organic waste from industry is a barrier to the biogas potential from conventional farming, which may cause the biogas potential in Energy 21 to be reduced by as much as 80%. In this perspective, barriers from the expansion of organic farming may seem negligible, but discussion of these is relevant in order to fully clarify the consequences from expansion of organic farming.

#### *Non-quantifiable practical barriers*

The present legislation on organic farming requires that biomass from organic farming and non-organic farming is kept separated during collection, bio-gasification, and return to the farms. In practice, this may necessitate "organic" and "non-organic" centralized biogas plants (joint biogas plants), which results in increased transport distances and decreased flexibility. Especially manure from organic animals may be expected to exist in low density (amount per area). Conversion to organic farming also results in reduced density of manure from non-organic animals. These barriers may be prevented if digested manure can be used at both organic and conventional farms, independent of its source.

Pig manure can be treated in farm-scale biogas plants, but pig stables at organic farms are expected to have a reduced demand for heating, which reduces the profitability of farm-scale plants. At present, cattle stables at conventional farms do not have a demand for heating that is large enough to support profitable farm-scale biogas plants. Farm-scale biogas plants

may become profitable if the biogas can be piped to areas with a demand for heating, or where a demand can be made during the winter, e.g. in green houses. If the demand for heating is large enough, biogas can be converted to pure heat production, thus saving the capital expenses for a combined heat and power plant. This solution may be crucial to the establishment of a biogas plant.

Establishing farm-scale biogas plants reduces the manure density for centralized biogas plants. Also, many farmers have already established storage tanks for manure and they do not have the stimulus to join centralized biogas plants. In all circumstances, when the manure density in an area is reduced, the profitability of a centralized biogas plant may become so low that the plant will not be established, resulting in an unexploited biogas potential. Therefore, the manure density for centralized biogas plants must be secured by long range whole planning.

#### *Barriers due to the attitude of organic farmers*

It is the individual farmer who decides whether to be involved in biogas production and the attitude of future organic farmers towards this question is uncertain. In this thesis, it is postulated that negative and positive attitudes towards biogas production are due to differences in the view on the agricultural sector's relation to nature. Two views on the relation to nature are set up: The *fundamentalistic-organic view on nature*, which results in a negative attitude towards biogas production caused by a strong concern for the biological systems in agriculture, and the *pragmatic-organic view on nature*, which results in an amenable, although not necessarily uncritical, attitude towards biogas production.

#### *Agricultural biological barriers*

The chapter about agricultural barriers presents the arguments raised by organic farmers concerning the negative biological effects of biogas production. These arguments make up the basis for a scientific discussion of the agricultural biological barriers to biogas production. There are three main groups of agricultural barriers: Concern for the soil humus content, plant health and nutritional value, and the possible advantage of compost for disease control. These concerns are influenced by the low content of solid matter and the high ratio of inorganic nitrogen in digested manure, in contrast to the high content of solid matter and organic nitrogen in compost.

The organic matter in the soil provides important functions to the fertility, but the turnover of organic matter is even more important. Adding digested manure results in less soil carbon accumulation than adding compost, but the main reason for this is a high content of recalcitrant organic matter in compost from the addition of large amounts of straw. Most likely, it is the extent of turnover of organic matter before incorporation into the soil that determines the carbon accumulating effect rather than its origin.

The inorganic nitrogen in digested manure probably does not have a degrading effect on the soil humus content, but it may increase microbial turnover of easily degradable carbon. Inorganic nitrogen may inhibit the production of humus. Fertilization with digested manure can improve the utilisation of nitrogen contained in manure for plant growth and secure more correct dosing. That is because there is no loss of nitrogen during the bio-gasification process, as is the case during composting, and inorganic nitrogen in digested manure allows more precise supply to the plants. However, it is doubtful whether increased carbon supply to soil from increased plant growth accumulates soil carbon to the same extent as the direct supply of carbon rich fertilizer. Nevertheless, correct nitrogen supply to the plants is important to the plant resistance towards diseases and insects, to the nutritional value, and to the crop yield. On the other hand, compost has a positive effect towards some plant diseases.

It is important to notice that it is the entire organic farming system that is responsible for the plants growth conditions, not only the type of fertilizer. The farming system comprises the crop rotation, the choice of crops, the use of catch crops, and the soil tillage. It may be expected that biogas production can be implemented into organic farming systems, if this is set up as a goal for the research and development of organic farming.

*Energy balances that includes the energy consumption*

Theoretically, heat produced during the composting process can partly compensate for the energy potential lost when organic farmers wish to compost manure rather than producing biogas. However, experiments have shown that the optimal composting temperature for heat production is 50-60° C, which makes heat recovery from composting unattractive.

Conversion to organic animal production gives potential for an improved total energy balance because the energy consumption is reduced more than the reduction in the maximum biogas potential, see Table II.

Table II. Annual energy consumption and maximum biogas potential for cattle and pig production at conventional and organic farming.

GJ per animal per year	Cattle			Pig		
	Conven- tional	Organic	Reduction	Conven- tional	Organic	Reduction
Energy consumption	48	33	15	35	17	18
Biogas potential	20	10	10	9	4	5
Net energy consumption	28	23		26	13	

Reduction indicates saved energy consumption and lost maximum biogas potential. Units are GJ/(annual milk cow with derived animals) and GJ/(annual sow with derived animals).

The largest improvement of the energy balance is obtained when converting from conventional farming without biogas production to organic farming with biogas production. This reduces the net energy consumption up to 52% and 63% for cattle and pig production respectively.

The energy consumption related to cattle and pig production is reduced by conversion to organic farming to such an extent that conversion gives an energy advantage even without biogas production from organic pigs, and when only half of the biogas potential from organic cattle is exploited. This reduces the influence from the barriers to biogas production in organic farming. Even so, it is meaningful to reduce the barriers in order to reduce the consumption of fossil fuels in organic farming systems. Moreover, some of the barriers are related to the biogas production from conventional farming, and these barriers result in further reduction in Denmark's total biogas potential.

### **The projects experimental part**

In relation to the project, an experiment was made: "Complete carbon balances for pig and cattle manure in soil: Effects from biogas production and composting". The purpose of the experiment was to compare the preservation of carbon contained in cattle and pig manure at three different treatments under controlled conditions. In this way, the experiment contributes to clarify the carbon path in connection with biogas production in organic farming.

The experiment consisted of three treatments in which manure where digested (anaerobically), composted (aerobically), or kept untreated. The pre-treated manure was subsequently incorporated into plant-free soil, which was incubated at 9° C in a heat chamber in 14 month.

On this basis carbon balances are determined in relation to the carbon turnover during the pre-treatment and the incubation in soil.

The composting was performed with the grass *Miscanthus giganteus* as textural material, because the high  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -ratio of *M. giganteus* should enable specifying the turnover of both manure and *M. giganteus* during composting and the subsequent turnover of compost in soil using isotope measurements. During composting, the carbon preservation was large for both cattle and pig manure, while *Miscanthus giganteus* was the main contributor to the total carbon loss during composting.

The biogas production could only be carried out for cattle manure. The process gave rise to a significant carbon loss.

The incubation in soil took place in two series. In one series, carbon was incorporated in moderate amounts. The preservation of carbon was determined indirectly by measuring the production of carbon dioxide. In this series, no difference in turnover of carbon were seen between digested, composted, and untreated manure. However, this may be due to an abnormal large respiration from the applied soil, which also resulted in the abnormality, that the control soil showed larger respiration than soil samples with untreated pig manure or digested cattle manure.

Determination of the  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -ratio in the produced carbon dioxide from soil samples with compost showed significant deviation between replicates of each treatment. This fact, combined with the large respiration of the control soil, prevented determination of the specific turnover of manure and *Miscanthus giganteus* contained in the compost. Additionally, *M. giganteus* demonstrated abnormal turnover, which further reduced the credibility of the results.

In the other series, carbon where incorporated into soil in large amounts, corresponding to the use of compost with the aim of improving the soil texture. This series was included in the experiment in order to complement the indirect measures of the carbon preservation with direct measures of the carbon content in the soil samples. The direct method did not give significant results because of large sensitivity to measurement bias, but it indicated that carbon preservation were smaller for cattle compost than for digested and untreated cattle manure. This result is inconsistent with quantitative results from the indirect method, which indicated larger carbon preservation for compost than for digested and untreated manure.

The result from the indirect method at the series with large carbon addition to soil allowed setting up complete carbon balances for pre-treatment and turnover in soil.

For *pig manure*, the complete carbon preservation was larger when manure were composted before incorporation into soil than for incorporation of untreated manure. When observing the total mixture of compost, and not only the manure part of compost, the total carbon preservation was the same for composting as for incorporation of untreated manure.

For *cattle manure*, the complete carbon preservation was largest when incorporating untreated manure. The carbon preservation was smallest with biogas production preceding the incorporation. The carbon preservation in relation to composting was between digesting and no-pre-treatment. When observing only the manure part of the compost, the carbon preservation was almost as high as when incorporating untreated manure. On the other hand, when observing the compost mixture, the carbon preservation was almost as low as for biogas production.

Untreated pig manure showed larger carbon preservation than untreated cattle manure. For compost, there was no difference between cattle and pig manure.

The experiment included measurements of the emissions of nitrous oxide during composting and soil incubation. Only data from the composting experiment were applicable, and these demonstrated negligible production of nitrous oxide.





# Indholdsfortegnelse

1	Indledning	5
1.1	Baggrund	5
1.2	Formål, metode og afgrænsning	6
1.3	Rapportens opbygning	7
2	Biogassens miljøforhold og rolle i energisystemet	9
2.1	Biogas som miljøvenlig energikilde	9
2.2	Biogassens betydning i den officielle energiplanlægning	13
2.3	Biogassens betydning i energisystemet	16
2.4	Biogas fra husholdningsaffald	16
3	Kvantificerbare praktiske barrierer og det maksimale potentiale for energiproduktion fra biogas	18
3.1	Antallet af husdyr på økologiske jordbrug i fremtiden	18
3.2	Reduceret biogaspotentiale fra det konventionelle husdyrbrug	21
3.3	Biogasproduktion fra økologiske jordbrug	22
3.4	Samlet maksimalt energipotentiale fra biogas	25
4	Ikke-kvantificerbare praktiske barrierer	27
4.1	Separate økologiske kredsløb	27
4.2	Optimistisk anvendelse af fast husdyrgødning i Energi 21	27
4.3	Mangel på organisk industriaffald	28
4.4	Økologisk organisk affald	28
4.5	Gylletætheden i oplandet til biogASFællesanlæg	29
4.6	Regionale forskelle i gylletætheden	29
4.7	Gyllelagre er etableret	30
4.8	Vanskeligt at udnytte biogaspotentialet i økologisk gylle	31
4.9	Gårdbiogasanlæg på svinebedrifter mindsker gylletætheden for biogASFællesanlæg	31
4.10	Mindre ikke-økologisk kvæggylle efter omlægning	31
4.11	Arbejds miljø	32
4.12	Forslag til mindskelse af praktiske barrierer	32
5	Natursyn i økologisk jordbrug	33
5.1	Holdninger og natursyn	33
5.2	Natursyn i økologisk jordbrug	34
6	Jordbrugsmæssige betæneligheder ved biogasproduktion	39
6.1	Hensynet til jordens humusindhold	40
6.2	Mineralsk kvælstof nedsætter plantesundheden og fødevarernes ernæringsværdi	46
6.3	Kompost medvirker til sygdomsbekæmpelse hos planterne	48
6.4	Andre aspekter	49
7	Energipotentialet i kompost	53
8	Samlede energiforhold ved økologisk jordbrug	54
9	Konklusioner og videre perspektiv	56
10	Referencer	58

<b>11</b>	<b>Komplette kulstofbalancer for svine- og kvæggylle i jord: Effekten af biogasproduktion og kompostering</b>	<b>64</b>
11.1	Sammenfatning	64
11.2	Indledning	65
11.3	Materialer	65
11.4	Metoder	66
11.5	Resultater og diskussion	73
11.6	Videre perspektiv	82
11.7	Taksigelser	83
11.8	Referencer	83

Bilag A: Karakteristika for de anvendte materialer.

Bilag B: CO<sub>2</sub>-respiration fra jordprøver.

Bilag C:  $\delta^{13}\text{C}$  for CO<sub>2</sub> fra jordprøver.

# 1 Indledning

## 1.1 Baggrund

Biogasproduktion (biologisk anaerob afgangning, methanogenese) baseret på husdyrgødning er en miljømæssigt bæredygtig og vedvarende energikilde, som desuden er fordelagtig i landbrugsmæssig sammenhæng såvel som i energisystemet. Biogasproduktion indgår da også i den officielle energipolitik, der har som målsætning at reducere Danmarks udledning af drivhusgasser fra energisektoren. Målsætningen for år 2030 i den nyeste officielle energiplan, Energi 21 fra 1996 er, at biogas skal udgøre 19 PJ per år eller cirka 3 procent af bruttoenergiforbruget. Dette mål er opstillet udfra et skønnet maksimalt potentiale på 31 PJ per år, hvoraf potentialet i husdyrgødning er skønnet til 24 PJ per år. Til sammenligning var bruttoenergiproduktionen fra biogas cirka 2,7 PJ i 1998.

Parallelt med målsætningen for udbygget biogasproduktion fra husdyrgødning er der en udvikling i gang mod større bæredygtighed i landbrugssektoren. Dette viser sig tydeligst ved en hastig udbredelse af økologisk jordbrug, som i areal er forøget med cirka 35% per år i de seneste 5 år, en udvikling som afspejler sig i antallet af økologisk drevne bedrifter. Landbrugsrådets præsident har skønnet, at økologisk jordbrug på 10-15 års sigt kan udgøre 15-20 %, mens Ritt Bjerregaard som EU miljøkommisær skønnede, at økologiske fødevarer på sigt kan udgøre halvdelen af markedet (Hansen, 1998).

Set ud fra et ønske om bæredygtighed er det glædeligt, hvis der sker vækst i begge sektorer. Der er dog en række potentielle barrierer mod biogasproduktion relateret til væksten i økologisk jordbrug, som kan resultere i en konflikt mellem fortsat udbredelse af økologisk jordbrug og de officielt fastsatte mål for energiproduktion fra biogas. På den enkelte økologiske bedrift kan barriererne desuden hindre en effektiv reduktion af forbruget af fossilt brændsel, hvilket ellers indgår i målsætningen for økologisk jordbrug.

Barriererne viste sig første gang i 1980'erne, da enkelte økologiske jordbrugere tog afstand fra biogasproduktion med det argument, at det har en skadelig effekt på jordens frugtbarhed og på afgrøderne. Fremstilling af kompost stod for dem som den ideelle måde at behandle husdyrgødningen på. Siden er den afstandtagende holdning til biogasproduktion fastholdt hos nogle økologiske jordbrugere, mens andre ikke har samme afvisende holdning til biogasproduktion. Dette gælder også for flere rådgivere indenfor økologisk jordbrug. Gødskning med afgasset gylle er således tilladt ifølge de statslige økologiregler, mens Landsforeningen for Økologisk Jordbrug stiller sig afventende. I Tyskland, Østrig og Schweiz har økologiske og biodynamiske jordbrugere i en årrække haft gårdbiogasanlæg og ser flere positive sider ved biogasproduktion. Dette kan eventuelt påvirke holdningen blandt danske økologiske jordbrugere, men for energiplanlæggere er det stadig uklart, om fremtidens økologiske jordbrugere vil afvise biogasproduktion udfra et holdningsmæssigt synspunkt.

Selvom økologiske jordbrugere i fremtiden ikke stiller sig afvisende overfor biogasproduktion, kan de eventuelle jordbrugsmæssige problemer alligevel være relevante og bør anses som en potentiel barriere mod biogasproduktion på økologisk jordbrug. Et centralt spørgsmål, som også påpeges af biogasmødestanderne, er, hvorvidt biogasproduktion fra husdyrgødningen medfører et fald i jordens kulstofindhold. Dette spørgsmål stilles også i forbindelse med målsætningen om stor udnyttelse af landbrugets halmressourcer og kan i øvrigt også vise sig at være relevant for konventionelt landbrug. Jordens kulstofindhold anses for at have væsentlig betydning for frugtbarheden.

På globalt plan har jordens kulstofindhold opnået opmærksomhed som lager for atmosfærisk kulstof og dermed som virkemiddel mod den tiltagende drivhuseffekt (Follett, 1998).

Omvendt kan et faldende kulstofindhold bidrage til drivhuseffekten. Schlesinger (1995) estimerede således, at den årlige globale nettoemission af kulstof fra landbruget er cirka 14% af de nuværende emissioner fra fossil brændsel. Spørgsmålet om landbrugssystemernes indvirkning på jordens kulstof er ringe belyst, bl.a. fordi ændringer i landbrugsjordens kulstofindhold sker over lange tidsrum.

Ovenstående omhandler holdningsbegrundede og jordbrugsmæssige forhold som potentielle barrierer for biogasproduktion på økologisk jordbrug. Den hidtidige udbygning med biogasanlæg har dog påvist, at der også findes barrierer af praktisk, økonomisk og politisk karakter, som ikke kan forventes at få mindre betydning ved udbredelse af økologisk jordbrug. Det skyldes ønsket om at holde økologiske materialestrømme isoleret. Desuden reduceres biogaspotentiallet af generelt mindre mængder tilgængelig gylle på økologiske jordbrug.

Som alternativ til energiproduktion fra biogas har biogasmodstanderne blandt økologiske jordbrugere foreslået varmeproduktion fra kompostering og produktion af energiafgrøder. Sidstnævnte indgår som separat energikilde i Energi 21, og arealanvendelsen dertil kommer i øvrigt i konflikt med fødevarerproduktion. Energiproduktion fra halm er i denne sammenhæng ikke relevant som alternativ til biogasproduktion, da det ikke kan indpasses på økologisk jordbrug og i øvrigt også allerede indgår som separat energikilde i Energi 21. Endelig er reduktion af samfundets energiforbrug et alternativ til energiproduktion, som også har været fremhævet af biogasmodstandere blandt økologiske jordbrugere. I relation hertil viser undersøgelser et markant lavere energiforbrug ved økologisk jordbrug i forhold til konventionelt landbrug.

Foranlediget af modstanden mod energiproduktion fra biomasse og usikkerheden omkring de jordbrugsmæssige konsekvenser påbegyndtes i 1996 et udredningsprojekt til belysning af de faktuelle forhold og de energipolitiske konsekvenser i regi af Energiplanlægningsgruppen på Danmarks Tekniske Universitet, Statens Planteavlsvforsøg, Den kongelige Veterinær- og Landbohøjskole og en større følgegruppe. Projektets første fase blev afsluttet i juni 1996 med rapporten "Biomasse til Energi og Økologisk Jordbrug" (Christensen et al., 1996). Om biogasproduktion blev det konkluderet, at der er betydelig usikkerhed om effekten af bioafgasset gylle på jordens frugtbarhed, samt: "Der er behov for en mere omfattende analyse af emissionsforhold, energiforhold og effekten på jordens frugtbarhed af henholdsvis kompostet og afgasset husdyrgødning. Foreløbige vurderinger tyder på, at begge metoder har fordele og ulemper, men de kvantitative resultater er yderst sparsomme". Desuden blev der afdækket en række usikkerheder omkring økologisk jordbrug i relation til behovet for ændrede dyrkningsmetoder, strukturudviklingen (omfang, dyrehold, staldsystemer etc.) samt omkring egenudnyttelsen af energi og potentiallet for energiproduktion fra biomasse. Desuden fandt man behov for at gennemføre systemanalyser og analyser af de nødvendige teknologier. Det var hensigten at fortsætte udredningsprojektet med endnu en fase, hvoraf kun enkelte delprojekter er påbegyndt. Sidenhen er det i "Aktionsplan II, Økologi i Udvikling" anbefalet at undersøge mulighederne for biogasproduktion på økologisk jordbrug, men også at undersøge effekten af afgasset gylle på jordens frugtbarhed (Det Økologiske Fødevareråd, 1999). Indeværende ph.d.-projekt kan ses som en opfølgning på udredningsprojektets første fase og en opfølgning på anbefalingen i "Aktionsplan II, Økologi i Udvikling".

## 1.2 Formål, metode og afgrænsning

Det har været projektets formål at belyse, hvordan fortsat vækst i økologisk jordbrug vil påvirke potentiallet for energiproduktion fra biogas i Danmark. Herunder undersøges betydningen af tre kategorier af barrierer, nemlig (1) praktiske barrierer, (2) økologiske jordbruge-

res holdninger og (3) jordbrugsmæssige problemer. Økonomiske og politiske barrierer indgår ikke i projektet. I det omfang der kan gives kvantitative mål for barrierernes betydning, implementeres disse i en beregning af biogaspotentialet. Ellers udtrykkes barrierernes betydning kvalitativt.

Det har været et særligt mål at bidrage til opklaring af, om jordbrugsmæssige forhold er en barriere for biogasproduktion på økologisk jordbrug. Et vigtigt spørgsmål i denne sammenhæng er, om biogasproduktion har negativ virkning på jordens kulstofindhold i forhold til kompostering af gylle. Spørgsmålet belyses med et eksperiment, som samtidig har været tilagt en betydelig del af ph.d.-studiets arbejdsbelastning.

Projektet tager afsæt i det teknisk-naturvidenskabelige fagområde. For at nå de fastsatte mål er projektet tværfagligt med rødder i energiplanlægning, jordbrugsforskning, mikrobiologi, jordbrugsdrift og husdyrbrug. Dette har haft den konsekvens, at projektets nyhedsværdi bygger på bredde under beregning af biogaspotentialet og opstilling af barrierer, og på dybde i det eksperimentelle arbejde.

Projektets analyser af biogasproduktion og kompostering angår behandlingen af husdyrgødning. Organisk industriaffald anvendes ofte som et energirigt supplement til gylle ved biogasproduktion, mens husholdningsaffald betragtes som en potentiel kilde. Det fremgår af sammenhængen, når disse kilder indgår i diskussionen. Biogasproduktion på basis af spildevandsslam falder udenfor projektet, da anvendelse af afgasset spildevandsslam i landbruget under alle omstændigheder er problematisk. Kompostering af byernes husholdningsaffald og park- og haveaffald falder ligeledes udenfor projektet.

Rapportens anvendelse af begreberne økologiske og ikke-økologiske husdyr og biogas-anlæg forklares på side 18.

### 1.3 Rapportens opbygning

Ved gennemgang af barriererne for biogasproduktion fremgik det, at kun enkelte barrierers indvirkning på biogaspotentialet kan kvantificeres. Som følge heraf er biogaspotentialet beregnet som et maksimalt potentiale, iberegnet de kvantificerbare barrierer. Beregningen af det maksimale biogaspotentiale indleder rapportens resultatafsnit. De øvrige barrierer er beskrevet efterfølgende. Rapportens indhold er dermed som beskrevet i det følgende.

Kapitel 2 beskriver biogassens miljøforhold og dets rolle i energiforsyningen.

I kapitel 3 beregnes det maksimale danske potentiale for energiproduktion fra biogas fra økologiske jordbrug og fra det samlede landbrug. Potentialerne beregnes i tre scenarier med forskellig omlægning af konventionelle husdyrbrug til økologisk drift. Desuden angives biogaspotentialet per produceret kvæg og svin. Det maksimale potentiale er beregnet under hensyn til praktiske barrierer, som reducerer mængden af tilgængelig gylle på økologiske husdyrbrug i forhold til konventionel drift.

De efterfølgende kapitler giver en kvalitativ behandling af de potentielle barrierer, som kan reducere det maksimale biogaspotentiale.

Kapitel 4 behandler flere praktiske barrierer for udnyttelse af biogaspotentialet, f.eks. utilstrækkeligt varmebehov og logistiske komplikationer som følge af opdelingen i økologisk og konventionelt landbrug.

Kapitel 5 behandles de økologiske jordbrugeres holdning. I kapitlet opstilles den hypotese, at de økologiske jordbrugeres holdning er bestemt af jordbrugersens natursyn, og der gives et bud på to natursyn, som ytrer sig ved henholdsvis en imødekommende og en afstandtagende holdning til biogasproduktion.

Kapitel 6 behandler de jordbrugsmæssige barrierer. Der tages udgangspunkt i argumenter, som biogasmodstanderne blandt økologiske jordbrugere har fremført mod biogasproduktion. Disse suppleres med teorier og erfaringer fra den etablerede jordbrugsforskning.

De følgende kapitler ser energiforholdene ved økologisk jordbrug fra en anden vinkel.

I kapitel 7 undersøges potentialet for at udvinde varmeenergi fra kompostering, som alternativ til biogasproduktion.

I kapitel 8 gives en sammenfatning af energiforholdene ved økologisk husdyrbrug i forhold til konventionelle husdyrbrug, idet energiforbruget ved de to landbrugsformer inddrages i samlede energiregnskaber.

Kapitel 9 lister de konklusioner, der kan drages af projektet.

I rapportens sidste del, kapitel 11, afrapporteres det eksperiment, som blev udført i tilknytning til projektet. Eksperimentet sammenligner bevarelsen af kulstof indeholdt i kvæg- og svinegylle ved tre forskellige behandlinger under kontrollerede forhold. Eksperimentet bestod af tre forskellige forbehandlinger, hvor gyllen blev henholdsvis bioafgasset, komposteret og efterladt ubehandlet. Efterfølgende blev det afgassede gylle, komposten og det rå gylle tilført til jord, som blev inkuberet i 14 måneder. På basis heraf er der opstillet totale kulstofbalancer for såvel forbehandlingerne som kulstofomsætningen under inkubering af jorden. Forsøget titel er "Komplette kulstofbalancer for svine- og kvæggylle i jord: Effekten af biogasproduktion og kompostering".

## 2 Biogassens miljøforhold og rolle i energisystemet

I dette kapitel redegøres der for biogassens miljøforhold og dets rolle i energiforsyningen.

### 2.1 Biogas som miljøvenlig energikilde

Som det fremgår af dette kapitel, byder biogasenergi på en dobbelt miljøfordel: Ikke blot fortrænger biogas brugen af fossilt brændsel, men biogas fjerner desuden en række miljøbelastninger, så energiproduktion fra biogas ikke kun er CO<sub>2</sub>-neutralt, men desuden hindrer emission af drivhusgasser. Indledningsvis redegøres der for drivhuseffekten.

#### 2.1.1 Drivhuseffekten

Ophobningen af drivhusgasser i atmosfæren siden midten af 1700-tallet som følge af menneskelig aktivitet har medført, at CO<sub>2</sub>-koncentrationen er øget fra cirka 280 ppmv til 360 ppmv, metankoncentrationen er øget fra cirka 700 ppbv til 1720 ppbv, og lattergaskoncentrationen er øget fra 275 ppbv til 312 ppbv. Desuden er en række industrielt producerede gasser som CFC, HCFC, PFC og SF<sub>6</sub> begyndt at optræde i atmosfæren (IPPC, 1995). Industriegasserne har effekt som drivhusgasser, men deres umiddelbart største miljømæssige konsekvens er den nedbrydende virkning på ozonlaget. De aktuelle drivhusgasser i relation til dette projekt er kuldioxid, metan og lattergas.

Der er enighed om, at det forøgede indhold af gasserne i atmosfæren bidrager til en strålingspåvirkning (eng. "radiative forcing", enhed W/m<sup>2</sup>), dvs. en menneskeskabt drivhuseffekt. Desuden er der generel enighed om, at denne forøgelse kan have en række dramatiske klimamæssige konsekvenser, som er afledt af, at drivhuseffekten forøger den globale temperatur (IPPC, 1995). Beregnet som strålingspåvirkning har den menneskelige aktivitet forøget strålingspåvirkningen med 2,5 W/m<sup>2</sup> i perioden 1850-1990 oven i det naturlige (præ-industrielle) strålingsoptag på 240 W/m<sup>2</sup>. Bidragene til denne forøgelse fordeler sig som 1,56 W/m<sup>2</sup> fra CO<sub>2</sub>, 0,47 W/m<sup>2</sup> fra metan, 0,14 W/m<sup>2</sup> fra lattergas og 0,25 W/m<sup>2</sup> fra CFC'er og HCFC'er tilsammen (IPPC, 1995). Herudover er der et indirekte bidrag fra nedbrydningsprodukter. CO<sub>2</sub> bidrager altså med en væsentlig del af stigningen.

Ved opgørelse over virkningen ved drivhusgassernes udslip indgår dels, hvordan gassen ændrer strålingspåvirkningen, dels gassens levetid i atmosfæren efter udslip, hvilket afhænger af, hvor hurtigt den henfalder og/eller optages i jordoverfladen eller havene (dræn). Drivhusvirkningen opgøres ofte som det globale opvarmningspotentiale (eng. "Global Warming Potential", GWP), der angiver den relative strålingseffekt af metan, lattergas og de øvrige drivhusgasser indiceret i forhold til kuldioxid. Derved lettes beregninger, hvor flere drivhusgasser indgår. På grund af de tre gasarters forskellige levetid i atmosfæren er det globale opvarmningspotentiale afhængig af hvilken tidshorisont, der anvendes. Tabel 2.1 viser dette.

Som det ses af tabellen, har tidshorisonten stor betydning for det globale opvarmningspotentiale især for metan, men også for lattergas på lang sigt. Almindeligvis anvendes en 100 års tidshorisont, hvor drivhusvirkningen af metan og lattergas er henholdsvis 21 og 310 gange større end for kuldioxid.

Tabel 2.1: Globalt opvarmningspotentiale for kuldioxid, metan og lattergas.

	Levetid (år)	Globalt opvarmningspotentiale ved forskellig tidshorisont		
		20 år	100 år	500 år
Kuldioxid, CO <sub>2</sub>	50-200 <sup>#</sup>	1	1	1
Metan, CH <sub>4</sub>	12 +/-3	56	21	6,5
Lattergas, N <sub>2</sub> O	120	280	310	170

<sup>#</sup> Levetiden for CO<sub>2</sub> kan ikke defineres præcist på grund af de mange forskellige drænprocesser. Kilde: IPPC (1995).

De menneskeskabte drivhusgasudslip på globalt plan fremgår af det følgende som cirka-tal baseret på IPPC (1995).

Atmosfærens *kuldioxid*indhold på 360 ppmv svarer til 760 GtC. Indholdet forøges årligt med 0,4% eller 3,3 GtC (1,5 ppmv) som resultat af en global udledning på 5,5 GtC/år fra afbrænding af fossilt brændsel og cementproduktion sammen med 1,6 GtC/år fra tropisk skovrydning, mens optag i oceaner, skovtilvækst på den nordlige halvkugle og optag i andre planter i alt fjerner 3,8 GtC/år.

Atmosfærens *metan*indhold er 5000 Tg(CH<sub>4</sub>), som forøges med 37 Tg(CH<sub>4</sub>)/år (taget som gennemsnit over perioden 1980-1990). Kilderne er 100 Tg/år fra anvendelsen af fossilt brændsel, 275 Tg/år fra menneskeskabte biosfæriske kilder og 160 Tg/år fra naturlige kilder. Den naturlige nedbrydning af metan fjerner 560 Tg/år.

Atmosfærens *lattergas*indhold forøges med cirka 0,25%/år eller 10-25 Tg(N<sub>2</sub>O)/år, hvor omtrent en tredjedel menes at hidrøre fra menneskelige aktiviteter (landbrug og industri).

Ved FN's konference om Miljø og Udvikling i Rio de Janeiro i 1992 blev der underskrevet en rammekonventionen om stabilisering af atmosfærens indhold af drivhusgasser på et miljømæssigt forsvarligt niveau, der oprindeligt blev fastslået som 450 ppmv CO<sub>2</sub>. En række modelberegninger har vist, at udledningen af drivhusgasserne skal reduceres med 50-70% på verdensplan for at nå dette mål, men af hensyn til behovet for vækst i den tredje verden, må i-landene reducere udledningen betydeligt mere. Således må i-landene stræbe efter en reduktion på 3% per år over en 55-årig periode (Miljø- og Energiministeriet, 1995).

### 2.1.2 Dansk emission af drivhusgasser fra landbrugs- og energisektoren

Den følgende beskrivelse af årlige danske emissioner bygger på (Illerup et al., 2000), som beskriver emissionerne i 1998.

Udledningen af kuldioxid er cirka 60 Mt CO<sub>2</sub> per år hvoraf afbrænding af fossilt brændsel er kilde til 97% af udledningen. 52% er knyttet til energifremstilling, 21% er fra transport, mens resten er fra blandede kilder, hvoraf landbruget udgør en beskedent del.

Det danske landbrugs emissioner af drivhusgasser er primært metan og lattergas, hvor landbrugets emissioner til gengæld udgør hovedparten. Skønnene for emissionerne er dog meget usikre, op til en faktor 2.

Danmarks samlede metanemissioner er 0,64 Mt per år, hvoraf 0,29 Mt er menneskeskabt. 64% af de menneskeskabte kilder stammer fra landbruget og udelukkende fra husdyrdrift. Således fordeler landbrugets emissioner sig på 75% fra produktion i tarme (65% fra kvæg og 10% fra svin) og 25% fra husdyrgødningen (9% fra kvæg og 16% fra svin). De øvrige metanemissioner stammer fra energifremstilling (17%) og lossepladser (19%).

De danske lattergasemissioner er 0,31 Mt(N<sub>2</sub>O), hvoraf landbruget tegner sig for 91%, mens resten er knyttet til energiproduktionen. De 91% fra landbruget fordeler sig på 5% fra gødningshåndtering, 63% fra landbrugsjorde og 23% fra indre farvande, hvis emissioner primært tilskrives afsivning fra landbrugets anvendelse af kunstgødning.



Sammenfattende er landbrugets husdyrgødning kilde til 16% af de menneskeskabte metan-emissioner og 5% af lattergasemissionerne. Biogasproduktion på basis af husdyrgødningen kan reducere metanemissionerne, som det følgende viser.

### 2.1.3 Biogas er en fordel for det globale miljø

Biogas har opnået størst opmærksomhed som CO<sub>2</sub>-neutral energikilde, idet CO<sub>2</sub> dannet ved afbrænding af biogas modsvares af CO<sub>2</sub> optaget fra luften ved dannelse af den biomasse, som biogassen laves af. Det følgende eksempel gennemgår de forskellige parametre ved biogasproduktion af betydning for det globale miljø. Det fremgår, at metan spiller en betydelig rolle i det samlede drivhusgasregnskab for biogasproduktion.

Sammenfattende ses CO<sub>2</sub>-regnskabet for biogasproduktion i Tabel 2.2, som viser forholdene for Ribe biogasfællesanlæg. Lignende forhold genfindes på andre biogasfællesanlæg (Meyer og Nielsen, 1998).

Tabel 2.2: Samlet udslip af drivhusgasser for biogaskæden og teknologikæden for Ribe biogasfællesanlæg.

Emission g/kWh <sub>el</sub>	Drivhusgas	Emission i CO <sub>2</sub> -equivalenter
Produktion af udstyr	forskellige	+26
Biomassetransport	forskellige	+90
Forbrændingsprodukter	forskellige, primært N <sub>2</sub> O	+4,3
Uforbrændt metan	metan	+73
<b>Sub total</b>	forskellige	<b>+193</b>
Lagring af afgasset gylle	metan	+95
Lagring uden bioforgasning	metan	-380
<b>Sub total</b>	metan	<b>-285</b>
<b>Total</b>	forskellige	<b>-91</b>

Emission i g CO<sub>2</sub>-equivalenter per kWh<sub>el</sub> hvor 66% af den totale emission er allokeret til elektricitetsproduktionen (afrundede tal). Minus angiver afværget drivhusgas-emission (Nielsen og Holm-Nielsen, 1996).

Som det ses, er der en betydelig CO<sub>2</sub>-emission forbundet med opstilling af biogasanlægget og transport. CO<sub>2</sub>-produktionen fra afbrænding af biogassen i motoren er ikke medtaget i tabellen, fordi selve biogassen anses for CO<sub>2</sub>-neutral. Til gengæld medfører forbrændingen en mindre lattergasemission, som er opgjort til 4,3 g CO<sub>2</sub>-eq per kWh. Den samlede emission fra disse tre poster er cirka 120 g CO<sub>2</sub>-eq per kWh. De tilsvarende poster ved el-produktion fra naturgas er 410 g CO<sub>2</sub>-eq per kWh. Fortrængningen af fossilt brændsel ses således, mere end rigeligt, at retfærdiggøre emissioner fra opstilling af biogasanlæg og transport. De angivne 73 g CO<sub>2</sub>-eq per kWh fra CH<sub>4</sub> ved forbrænding stammer fra nyere opgørelser, som viser, at en mindre andel gas slipper uforbrændt gennem motorer. Det samme er dog tilfældet ved tilsvarende energiproduktion baseret på naturgas. En anden væsentlig emission ved biogasproduktion er metandannelse ved opbevaring af den afgassede gylle (Sommer et al., 1999). Denne emission er dog beskeden i forhold til en situation uden biogasproduktion, hvor der vil afgå metan fra lagertanke på gårdene (IPPC, 1997). Biogasproduktion skønnes således at fortrænge emission af 380 g CO<sub>2</sub>-eq per kWh, som ellers ville fremkomme ved dannelse af metan under

lagringen af gylle i gyllebeholderen før udbringning. Denne værdi er i overensstemmelse med Husted (1994).

Det ovenstående viser, i Ribe biogASFællesanlægs tilfælde, at biogasproduktion af gylle direkte har en positiv indvirkning på drivhuseffekten ved at spare atmosfæren for 91 g CO<sub>2</sub>-eq per produceret kWh<sub>el</sub>. Medregnes desuden, at biogas fortrænger naturgas, spares atmosfæren for 570 g CO<sub>2</sub>-eq per produceret kWh<sub>el</sub>. I forhold til energiindholdet i den afgassede biomasse svarer dette til, at atmosfæren spares for 7,5 kg CO<sub>2</sub>-eq/GJ for biogasproduktionen alene og 47 kg CO<sub>2</sub>-eq/GJ, hvis fortrængt naturgas medregnes. Det er dog væsentligt, at metanudslip forhindres med gasopsamling fra efterlagringstanke på biogasanlægget. Udækkede efterlagringsbeholdere ville således for Ribe biogASFællesanlægs vedkommende medføre en forøget emission på 270 g CO<sub>2</sub>-eq per kWh<sub>el</sub> ved brug af emissionsdata fra IPPC (1997).

Ved tilsvarende biogasproduktion på gårdbiogasanlæg spares emissionen fra transport. Alligevel kan den samlede CO<sub>2</sub>-fortrængning være ringere end for biogASFællesanlæg, fordi mindre motorer har mindre virkningsgrad, og fordi den enkelte gård ofte har reduceret mulighed for at udnytte det fulde varmpotentiale fra kraft-varme-produktion.

En yderligere miljøgevinst ved biogasproduktion er, at afgasset gylle i forhold til ubehandlet gylle har et reduceret potentiale for lattergasdannelse efter udbringning på mark. Petersen (1999) observerede, at gødsning med afgasset gylle eller kunstgødning medførte 20-40 procent reduceret lattergasemission i forhold til rå gylle, svarende til 1,2-2,5% af landbrugets samlede lattergasemission. Reduktionen blev forklaret med, at biogasproduktion reducerer gyllens indhold af omsættelig kulstof, hvilket reducerer potentialet for denitrifikation af nitrat og dermed potentialet for lattergasdannelse. Andre studier har dog vist, at afgasning kan give 26% større emissioner af lattergas ved opbevaring af afgasset kvæggylle i åbne gyllebeholdere i forhold til rå kvæggylle (Sommer et al., 1999).

#### **2.1.4 Lokale miljøforhold knyttet til biogasproduktion**

Biogasproduktion påvirker også miljøforholdene lokalt, om end "netto"-påvirkningen er afhængig af de givne forhold. Lokalt betyder bioforgasning af gylle, at lugtgenerne ved udbringning reduceres betydeligt. Trafikbelastningen ved transport af gylle til og fra biogASFællesanlæg anses for at være af nogenlunde samme størrelse som ved individuel udbringning af gylle (Meyer og Nielsen, 1998). Herudover har afgasning direkte indvirkning på miljøet ved at reducere nitratudvaskning, mens indvirkningen på ammoniakfordampning afhænger af håndteringen af det afgassede gylle (Ørtenblad et al., 1995). Risikoen for nitratudsvivning, som kan medføre eutroficerings af indlandsvandområder, og risikoen for nitratnedsivning, som kan medføre forurening af grundvandets drikkevandsressourcer, mindskes, fordi mineralsk kvælstof indeholdt i afgasset gylle er lettere at dosere end organisk bundet kvælstof i rå gylle eller kompost. Desuden mindskes tabet fra mineralisering udenfor vækstsæsonen. Ammoniakfordampning og efterfølgende "nedfald" ændrer sammensætningen af næringsstoffattige biotoper som heder og marskområder, bl.a. med nedgang i lyngarealerne. Den højere pH-værdi for afgasset gylle øger risikoen for ammoniakfordampning fra lagerbeholdere og ved udbringning på markerne. I gyllebeholderne forværres situationen ved, at afgasset gylle ikke danner et naturligt flydelag, men kvælstoffordampningen kan reduceres effektivt med et kunstigt flydelag af halm eller Leca-nødder. Ammoniakfordampningen ved udbringning lettes af afgasset gylles større flydeevne. Udbringning i fugtigt vejr og hurtig nedmuldning reducerer ammoniakfordampningen yderligere.

Fosfor, som ved udsivning kan give eutroficerings af ferskvandssøer, kan via biogASFællesanlæg omfordeles fra husdyrintensive områder til områder med færre husdyr.

## 2.2 Biogassens betydning i den officielle energiplanlægning

### 2.2.1 Dansk energipolitik

Dansk officiel energipolitik har siden energiplanen "Energi 2000" fra 1990 haft mål for reduktion af CO<sub>2</sub>-emissionen. Denne strategi har været støttet af uafhængige grupper, som har fulgt op på de officielle energiplaner ved at påpege muligheden for en stærkt reduceret miljøbelastning fra energisektoren, uden at det stiller krav om nedgang i befolkningens levevilkår. Internationalt har Danmark dog også ligget blandt de største CO<sub>2</sub>-udledere med 12 tons CO<sub>2</sub> per capita. Som led i et dansk ønske om at få I-landene til at reducere deres CO<sub>2</sub>-udledning har Danmark valgt at gå i front med bindende mål for egne CO<sub>2</sub>-reduktioner.

Den seneste officielle energiplan "Energi 21", som udkom i 1996, følger op på målsætningen i "Energi 2000", og inkluderer desuden en målsætning om at halvere CO<sub>2</sub>-udslippet i 2030 i forhold til 1988. Blandt målene i Energi 21 er:

I 2005 reduceres CO<sub>2</sub>-udslippet med 20% i forhold til 1988 ved blandt andet at:

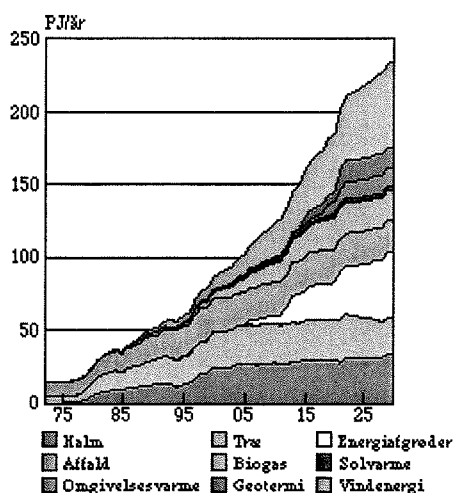
- Forøge brugen af VE til cirka 100 PJ (12-14% af energiforbruget).
- Formindske energiintensiteten med cirka 20% i forhold til 1994.

I 2030 reduceres CO<sub>2</sub>-emissionen med 50% i forhold til 1988 ved blandt andet at:

- Forøge brugen af VE til cirka 230 PJ (cirka 35% af det forventede energiforbrug). Stigningen svarer til en årlig stigning på 1%.
- Formindske energiintensiteten med cirka 55% i forhold til 1994.

Derudover er der stabiliserings- og reduktionsmål for trafikområdet (som i mellemtiden er blevet opgivet), samt en række mere specifikke initiativer, som skal hjælpe målene på vej, bl.a. omkring energibesparelser.

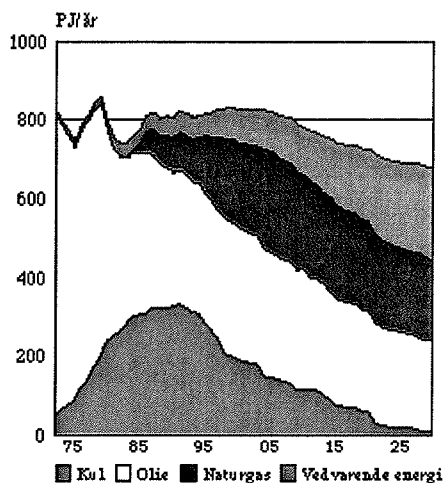
For biogas er målet et bidrag på 19 PJ/år i år 2030, hvilket sker på basis af et anslået maksimalt potentiale på 31 PJ/år, heraf 24 PJ/år fra husdyrgødning. Til sammenligning var bruttoenergiproduktionen fra biogas 2,7 PJ i 1998. Derudover er målet for de forskellige VE-kilder vist på Figur 2.1.



Figur 2.1. Bidrag fra de forskellige VE-kilder i planforløbet i Energi 21 (Miljø- og Energiministeriet, 1996).

Som det ses af figuren, forventes halm at bidrage væsentligt med cirka 30 PJ/år i år 2030. Allerede med Biomasseaftalen af 14. juni 1993 (revideret 1. juli 1997) blev det vedtaget, at 15 PJ/år heraf skal indgå på de centrale kraftværker i år 2000, idet el-selskaberne blev pålagt at benytte 1,2 mio. tons halm årligt. Dette mål er dog ikke blevet overholdt. Målet for halm-anvendelse indgår ligesom biogas i diskussionerne om målsætningernes landbrugsmæssige bæredygtighed. Også energiafgrøder indgår i denne diskussion.

Udover en betydelig satsning på VE opnås reduktionen i CO<sub>2</sub>-udslippet ved at omlægge fra kul til naturgas, som det ses af Figur 2.2.



Figur 2.2. Plan for bruttoenergiforbruget i Energi21 (Miljø- og Energiministeriet, 1996).

I en opfølgning til Energi 21 har Energistyrelsen opgjort, at målet for VE i 2005 nås, men det skyldes en større udbygning med vindkraft og større affaldsmængder end forudsat i Energi21. Derimod udbygges energiproduktionen fra halm og biogas langsommere end planlagt. For år 2030 er målsætningen dog uændret (Energistyrelsen, 1999b).

Den nuværende produktion af vedvarende energi udgør 77 PJ/år ud af primærproduktionen på 854 PJ/år (1998). Det er primært affald, der bidrager hermed (cirka 27 PJ/år), men også halm og vindkraft bidrager væsentligt med henholdsvis cirka 13 og 10 PJ/år. Øvrig biomasse bidrager med 22 PJ/år. Heraf bidrager biogas med 2,7 PJ/år (Energistyrelsen, 1999a).

### 2.2.2 Biogas internationalt

Også internationalt er der opmærksomhed omkring biogas. I Tyskland er der opstillet 300 biogasanlæg, men som i Danmark er potentialet væsentligt større. Alene fra husdyrgødning er der potentiale for opstilling af 4000 biogasanlæg med en kapacitet på 12 TWh per år af elektricitet og varme (Behmel og Meyer-Pittroff, 1998). Den tyske forbundsrepublik har haft et støtteprogram i 1995-1998 til vedvarende energi på 100 mio. DM, som bl.a. har givet direkte støtte til opstilling af biogasanlæg. Biogasproduktion har desuden været støttet ved lov om tvungen mindstepris for elektricitet baseret på vedvarende energi (IEA, 1998b). Denne ordning er fortsat i en ny tysk energilov fra foråret 2000.

I Frankrig oprettedes i 1998 to støtteprogrammer med stor vægt på biogasproduktion. I første omgang går denne støtte til opstilling af 10 MWe pilot-biogasanlæg og forbrændingsanlæg, samt feasibility-studier (IEA, 1998a).

I Østrig støttes investeringsomkostningerne til biogasanlæg. Målet er at øge biomassens andel af det totale energiforbrug fra 12% i 1994 til 25% i 2005.

I Portugal gives op til 20% i støtte til investeringsomkostningerne ved opførsel af biogas-anlæg (IEA, 1998c).

I Sverige er der beskeden interesse for biogasproduktion af gylle. I 1996 var der seks anlæg til behandling af gylle, og det er pudsigt nok økologiske jordbrugere, der har interesse for det afgassede gylle. Ni andre anlæg behandler organisk affald, og enkelte af disse modtager også gylle. Størstedelen af Sveriges 220 biogasanlæg er opstillet på spildevandsrensningsanlæg til afgang af spildevandsslam. Interessen er i øvrigt størst for at anvende biogassen som brændstof til køretøjer, enten direkte eller efter opgradering (Lindberg, 1997; Thyselius et al., 1999).

I EU er interessen for biogas udtrykt i hvidbogen "Energi for Fremtiden: Vedvarende Energikilder", som EU-kommisionen udgav i 1997 (EU-kommisionen, 1997). Heri er der opstillet et vejledende, om end ikke politisk bindende mål på 12% for vedvarende energikilders bidrag til EU's interne bruttoenergiforbrug i 2010. For biogas fra landbruget og fødevarerindustrien vil man tilskynde til en forøget produktion ved at sikre gunstige tariffer og rimelige adgangs-betingelser til elektricitetsmarkedet. Hvidbogen anslår, at det samlede årlige energipotential for biogas er 3360 PJ, hvoraf 630 PJ kan udnyttes i år 2010. I alt forøges biomassebaseret energi fra 1882 PJ i 1995 til 5670 PJ i 2010. Målet for biomassebaserede kraftvarmeanlæg er dog blot 10.000 MW<sub>th</sub> (315 PJ/år). Målene skal ses i forhold til en samlet bruttoenergiforsyning i EU på 46.400 PJ/år (1996) (Energistyrelsen, 1999a).

Hvidbogen fremkom før FN's klima-konference i Kyoto i december 1997. Hertil vedtog Unionen en forhandlingsposition, der sigter mod 15% nedbringelse af drivhusgasser i i-lande i 2010 i forhold til 1990. For at lette medlemsstaternes bestræbelser på at nå dette mål udpegede Kommissionen, bakket op af Ministerrådet, en række foranstaltninger på energiområdet for at give VE en fremstående rolle. Kommissionen kunne også bekræfte, at 15% nedbringelse af drivhusgasser er teknisk og økonomisk gennemførligt, men at det kræver vidtrækkende energipolitiske beslutninger. Til gengæld blev det slået fast, at det er meget vigtigt at fremskynde indførelsen af VE for at nedbringe CO<sub>2</sub>-emissionerne, uanset resultatet af Kyoto-konferencen. Kyoto-konferencen endte i øvrigt med, at EU forpligtede sig til 8% reduktion af drivhusgasemissionerne i 2012 i forhold til 1990 målt i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter.

Hvidbogen skitserer i øvrigt en række fordele ved en udbygning af vedvarende energi. Biogas vil således bidrage til at opfylde Kommissionens strategi om nedbringelse af metan-udledninger, samt til at nå målene om beskyttelse af vandområder og en reduktion i omfanget af affaldsdeponering. Herudover vil en større andel VE reducere energiimporten, hvilket har en positiv virkning på EU's handelsbalance og forsyningssikkerhed. Vedvarende energikilder rummer et betragteligt uudnyttet potentiale, og mange VE-teknologier behøver kun en begrænset indsats for at blive konkurrencedygtige. Produktion af VE-teknologi rummer potentiale for et stort antal arbejdspladser og har gode eksportmuligheder. For biomasse anslås beskæftigelsen således at stige med op til 1 mio. arbejdspladser, hvis biomassepotentialet udnyttes fuldt ud.

Blandt barriererne nævnes de relativt høje investeringsomkostninger for VE-anlæg sammenlignet med anlæg for fossil brændsel. Desuden lider VE under manglende tillid hos investorer, regeringer og brugere, hvilket skyldes manglende kendskab til det tekniske og økonomiske potentiale samt generel tilbageholdenhed overfor forandringer og nye ideer.

## 2.3 Biogassens betydning i energisystemet

### 2.3.1 Det Indre Marked for elektricitet

De relativt høje etableringsomkostninger og den resulterende høje produktionspris for biogas betyder, at gunstige el-afregningspriser og gunstige muligheder for energisalg i øvrigt er de vigtigste betingelser for levedygtigheden af biogasanlæg. Denne situation er tilstede, når el kan sælges til mindst US\$ 0,10-0,15 per kWh (Tafdrup, 1995b). EU's Indre Marked for elektricitet kan imidlertid skabe så stor usikkerhed om de prismæssige vilkår, at det hindrer fortsat udbygning af biogasanlæg. Usikkerheden er forståelig i betragtning af, at el-prisen på den nordiske el-børs NordPool jævnligt er nede på omkring 10 øre/kWh. Fra EU-kommisionens side fremhæves det da også, at der er behov for hensigtsmæssige ledsagende foranstaltninger for udbredelse af VE (EU-kommisionen, 1997). Usikkerheden er ikke mindsket med udsigten til indførelse af VE-beviser med variabel værdi (Houmøller, 1999).

### 2.3.2 Biogas som buffer i energisystemet.

Et eksempel på at biogas alligevel kan indpasses i et liberaliseret el-marked er ved markedsføring af miljøvenligt produceret el, "grøn el". Her byder biogas den fordel, at el-produktionen kan tilpasses efter markedet, så udbud af el fra både vindmøller og biogas kan give en synergi-effekt: Sælgere af ren vindmølleproduceret el (og anden el af ufleksibel/ukontrollerbar karakter) kan kun garantere leverancer med kort tidshorisont, for hvilken salgsprisen er lav. For at opnå en gunstig salgpris skal man i NordPool kunne garantere el-leverancen for en 24 timers periode (options-princippet). Efterledes ordren ikke, tvinges el-udbyderen til enten at betale en bøde, eller at indkøbe strømmen dyrt andetsteds med henblik på videreleverance. En fremtidig "grøn-el"-udbyder vil kunne inddrage el fra biogas, der kan indgå som "backup", hvormed der er bedre mulighed for at efterleve salgsforpligtelser. Biogasanlæggenes gaslagre opføres dog med begrænset kapacitet, hvilket hindrer oplagring over længere tid. Også uden det ovenfor beskrevne samarbejde er biogas gunstig på grund af muligheden for at producere el, når behovet på døgnet er størst, hvilket dog ikke adskiller sig fra muligheden med naturgas.

### 2.3.3 Biogas er velegnet til kraftvarmeanlæg

Ved el-produktion fra vindmøller og solceller produceres ingen "overskudsvarme". I en situation med udbredt vedvarende energi er biogas gunstig, idet biogas er velegnet til kraftvarme-produktion.

### 2.3.4 Decentralt produceret varme

Biogasanlæg opstår naturligt som decentrale forsyningsenheder, hvilket reducerer transport-behovet og bevarer investeringerne i lokalområdet. Biogasanlæggene fremstår som et praktisk led mellem varmebehovet i landkommunerne og gylleproduktionen i de selvsamme områder.

## 2.4 Biogas fra husholdningsaffald

Anaerob behandling af husholdningsaffald er også ved at vinde indpas som energikilde. Teknologisk, såvel som økonomisk, har det været en større udfordring end for behandling af gylle at gøre anlæggene konkurrencedygtige. Således er afgifter for affaldsmodtagelse afgørende for rentabiliteten ved behandling af husholdningsaffald (Braber, 1995). En fortsat udbygning finder dog sted, bl.a. med henblik på at følge op på velegnede designs (Hedegaard og Jaensch, 1998). Udover muligheden for energiproduktion har udbygningen betydning for den frem-

tidige udnyttelse af husholdningsaffaldets næringsstofindhold, idet biogasanlæggene kan fungere som bindeled ved recirkulering af næringsstofferne fra by til land.

### 3 Kvantificerbare praktiske barrierer og det maksimale potentiale for energiproduktion fra biogas

Målet for biogasproduktion i Energi 21 på 19 PJ/år i år 2030 er baseret på et maksimalt potentiale på 31 PJ/år. Heraf udgør husdyrgødningen fra det konventielle landbrug 24 PJ/år, mens de øvrige kilder er organisk industriaffald (2 PJ/år), organisk husholdningsaffald (1 PJ/år), spildevandsslam (1 PJ/år) og lossepladsgas (3 PJ/år) (Energistyrelsen, 1996). Da vækst i antallet af økologiske husdyrbrug kan antages primært at ske som følge af omlægning fra konventionelt landbrug, bliver der mindre gødning til rådighed herfra til biogasproduktionen, men der kan delvis kompenseres herfor, idet gødningsproduktionen på økologisk jordbrug udgør et potentiale for biogasproduktion. I dette kapitel beregnes det maksimale biogaspotentiale fra konventionelt og økologisk landbrug i tre scenarier med forskellig vækst i den økologiske husdyrbestand, idet kvantificerbare praktiske barrierer indgår i beregningerne. I det efterfølgende kapitel, som behandler de øvrige praktiske barrierer for biogasproduktion, vil det fremgå, at opdelingen i et konventionelt og et økologisk landbrug forøger antallet af barrierer for udnyttelse af gødningen til biogasproduktion. De barrierer, som er afledt af økologiske jordbrugerens holdning til biogasproduktion, og de jordbrugsmæssige betænkeligheder knyttet til biogasproduktion, behandles i efterfølgende kapitler.

I dette og det efterfølgende kapitel anvendes betegnelsen økologiske biogasanlæg om biogasanlæg, som udelukkende behandler husdyrgødning fra økologiske bedrifter og organisk affald fra økologiske produkter. Omvendt gælder det, at ikke-økologiske biogasanlæg behandler husdyrgødning fra konventionelle (ikke-økologiske) bedrifter og ikke-økologisk organisk affald. Betegnelserne økologisk og ikke-økologisk går igen for husdyrgødning og husdyr.

#### 3.1 Antallet af husdyr på økologiske jordbrug i fremtiden

Potentialet for økologiske husdyr i Danmark begrænses af, hvor meget økologisk foder der er til rådighed. Uden foderimport kan det således ikke forventes, at det nuværende antal husdyr kan opretholdes ved fuldstændig omlægning til økologisk jordbrug (Dalgaard et al., 1999). Sker der kun omlægning af bedrifter med lav husdyrintensitet og bedrifter med mellemstor husdyrintensitet, som kan indgå samarbejde med plantebrug, kan husdyrantallet til gengæld opretholdes, idet der på disse bedrifter er areal til rådighed til selvforsyning af foder. Beregningerne i denne rapport baseres på dette tilfælde. Dermed er væksten i antallet af økologiske husdyr ensbetydende med et tilsvarende fald i antallet af ikke-økologiske husdyr, idet væksten i antallet af økologiske husdyr antages kun at ske ved omlægning af konventionelle bedrifter. I praksis kan nuværende planteavlsbedrifter beslutte at oprette en økologisk husdyrproduktion i forbindelse med omlægning. Bidraget herfra antages dog at være negligibelt og er ikke medtaget i beregningerne.

##### 3.1.1 Beregningsgrundlag

Til bestemmelse af fremtidens bestand af økologiske husdyr tages der udgangspunkt i en analyse udarbejdet af Landbrugets Rådgivningscenter i 1998, som indgår i Det Økologiske Fødevareråd's rapport "Aktionsplan II, Økologi i Udvikling" (Det Økologiske Fødevareråd, 1999). Desuden er der indhentet baggrundsinformation fra en af analysens forfattere (Jørgensen, 1999). Analysen er herefter kaldt LR-analysen.

LR-analysen beskriver potentialet for vækst i økologisk jordbrug ved omlægning af konventionelle bedrifter til økologisk drift med særlig behandling af potentialet for produk-



tion af økologiske malkekvæg, kødkvæg og søer. Analysen er baseret på prognoser for den fremtidige efterspørgsel på økologiske varer, samt de nuværende forhold i det konventionelle landbrug, hvad angår husdyrintensitet på bedrifterne, produktionssystemerne og jordbundsforholdene. Disse forhold ligger også til grund for en opdeling af bedrifterne i fire regioner til brug for beregningerne:

- Region 1 (Østlige øer): Hovedstadsregionen, Vestsjællands Amt, Storstrøms Amt, Bornholms Amt
- Region 2 (Fyn og Østjylland): Fyns Amt, Vejle Amt, Århus Amt
- Region 3 (Sydjylland): Sønderjyllands Amt, Ribe Amt
- Region 4 (Nord-Vestjylland): Ringkøbing Amt, Viborg Amt, Nordjyllands Amt

Analysen omfatter kun bedrifter med mere end 5 hektar landbrugsareal, som ikke allerede var omlagt til økologisk drift i 1998.

Prognoserne for det fremtidige efterspørgselsmønster på økologiske varer medførte forventning om, at kun økologiske malkekvæg og svin forøges væsentligt i antal. Kødkvæg forventes kun i lille antal på deltidsbrug (fritidsbrug). Fjerkræproduktion ansås for at være for urentabelt og blev derfor udelukket fra analysen.

Husdyrintensiteten (udtrykt som gødningsmængden per arealenhed) på de enkelte husdyrbedrifter har stor indflydelse på motivationen for omlægning. Af den grund blev bedrifterne inddelt efter husdyrintensitet:

Bedrifter med lav husdyrintensitet har <1,0 DE kvæg per ha eller <0,8 DE<sup>1</sup> svin per ha. Disse har ikke brug for foderimport. Den primære barriere for omlægning på disse bedrifter er kravet om egnede stald- og udeforhold på svinebedrifter. Udbygning af svineproduktionen følger derfor motivationen for opbygning af egnede forhold.

Bedrifter med mellemstor husdyrintensitet har 1,0-1,6 DE kvæg per ha eller 0,8-1,1 DE svin per ha. Den primære barriere for disse bedrifter er, at de må indgå samarbejde med plantebrug for at dække foderbehovet. Denne barriere anses for at være stor, og den medfører betydelig usikkerhed for omlægningspotentialet med mellemstor husdyrintensitet. Derudover er kravet om egnede stalde på svinebedrifter også en barriere.

Bedrifter med større husdyrintensitet skønnes ikke at være potentielle omlæggere på grund af manglende adgang til foder og uegnede staldforhold.

### 3.1.2 Husdyrantallet i tre scenarier

Som LR-analysen understreger er der stor usikkerhed ved opstilling af et potentiale for omlægning, hvilket særligt skyldes uvished om omfanget af samarbejde mellem bedrifter med mellemstor husdyrintensitet og plantebrug. Derfor introduceres der i denne rapport tre scenarier, som repræsenterer henholdsvis lille, moderat og stor udbredelse af økologisk jordbrug, hvilket også lægger navn til de tre scenarier. Den varierende parameter er antallet af økologiske malkekøer og søer. Kødkvæg (ammekvæg) medtages ikke i scenarierne, da gødning fra disse lægges på græs eller forekommer som negligible mængder dybstrøelse. Dalgaard et al. (1999) medtager heller ikke ammekvæg i deres scenarier for økologisk jordbrug.

Scenarierne bygger på oplysninger fra LR-analysen om det samlede antal malkekvæg og søer på konventionelle bedrifter med lav og mellemstor husdyrintensitet i de fire regioner. Andelen af dyr heraf, der omlægges til økologisk drift i denne rapport's scenarier, er beregnet efter en nøgle, som fremgår af Tabel 3.1. Tidshorisonten for omlægning må anses at være

<sup>1</sup> DE: dyreenhed. Svarer til den årlige gødningsmængde fra en ko af stor race.

mindst tyve år, primært på grund af træghed i oprettelsen af samarbejde mellem husdyrbedrifter og plantebrug.

Tabel 3.1: Andelen af ikke-økologiske kvæg og søer på bedrifter med lav og mellemstor husdyrintensitet, der omlægges til økologisk drift i tre scenarier kendetegnet ved lille, moderat og stor omlægning.

Omlægningsgrad (%)		Husdyrintensitet		
		Lav	Mellemstor	
		Kvæg	Søer	kvæg og søer
Scenario	Lille	50	25	10
	Moderat	100	50	25
	Stor	100	100	50

Tidshorisonten for omlægningen er mindst 20 år. Omlægningsnøglen for det moderate scenario svarer nogenlunde til omlægningen i LR-analysen.

Scenarierne svarer til, at der på landsplan omlægges 1370/3000/4270 kvægbedrifter med tilhørende 100.000/230.000/300.000 ha areal. For søer omlægges 600/1270/2550 svinebedrifter med tilhørende 35.000/75.000/150.000 ha areal. Herudover inddrages areal fra plantebrug ved samarbejde mellem husdyrbedrifter og plantebrug.

Den samlede husdyrbestand i scenarierne er beregnet ved at tilføje væksten ved omlægning til bestanden af økologiske malkekvæg og søer i 1998<sup>2</sup> (Plantedirektoratet, 1999b). Hermed bliver antallet af økologiske kvæg og søer for de tre scenarier som det fremgår af Tabel 3.2 a og b.

Tabel 3.2: Antal økologiske husdyr fordelt på regioner og for hele landet i de tre scenarier.

a) årsmalkekøer		Region				Hele DK
		1	2	3	4	
Scenario	Lille	4.200	21.400	30.800	62.200	118.700
	Moderat	6.800	36.700	53.800	106.000	203.200
	Stor	8.400	51.200	66.600	152.600	278.700

b) årssøer		Region				Hele DK
		1	2	3	4	
Scenario	Lille	5.400	10.600	5.800	14.300	36.200
	Moderat	11.100	21.700	11.900	29.600	74.400
	Stor	21.800	42.300	23.200	57.700	145.000

a) malkekvæg med enheden årsko. b) søer med enheden årssø.

Tabel 3.3 viser andelen af økologiske husdyr ud af det samlede antal husdyr (ikke-økologiske og økologiske) for de tre scenarier. Det samlede antal er antaget at svare til den konventionelle husdyrbestand i 1994. Til sammenligning udgjorde i 1998 den økologiske malkekvæg-

<sup>2</sup> 1998-antallet af økologiske kvæg og søer er skønnet fordelt på de fire regioner efter nogenlunde samme fordeling som potentialet for omlægning i regionerne.

bestand cirka 37.000 kvæg og cirka 3.000 søer, eller henholdsvis 5,3% og 0,3% af det samlede antal husdyr.

Af Tabel 3.3 ses det, at økologiske malkekuvæg udgør en betydelig del af den samlede bestand selv ved det lille scenario. Derimod vedbliver økologiske svin at udgøre en beskeden andel af den samlede svinebestand. Tabellen viser samtidig formindskelsen af den konventionelle husdyrbestand som følge af omlægning, og danner derved grundlag for beregningen af potentialet for biogasproduktion i det konventionelle landbrug. Tabel 3.2 danner grundlag for beregningerne af biogaspotentiallet på økologiske jordbrug.

Tabel 3.3: Andel økologiske kvæg og søer i scenarierne i forhold til den samlede husdyrbestand.

Andel økologiske husdyr (%)	Kvæg					Søer
	Region				Hele DK	Hele DK
	1	2	3	4		
Lille	8	14	17	20	17	4
Scenario Moderat	13	25	29	34	29	8
Stor	16	35	36	49	40	15

Reference-år er 1994. For søer er der ingen variation mellem regioner.

### 3.2 Reduceret biogaspotentialt fra det konventionelle husdyrbrug

Da stigningen i antallet af økologiske husdyr antages at ske som følge af omlægning af konventionelle bedrifter, sker der et tilsvarende fald i antallet af ikke-økologiske husdyr, hvormed der bliver mindre gødning til rådighed for biogasproduktion fra disse. Dette er den direkte konsekvens af omlægningen til økologisk jordbrug for de forudsatte potentialer for energiproduktion fra biogas i Energi 21.

Energi 21 bygger på beregninger fra Biogashandlingsplanen, Baggrundsrapport 12 (Energistyrelsen, 1991b), hvor gødningsmængder og biogasudbytter er angivet. Af rapporten kan det beregnes, at biogaspotentialt i Energi 21 bygger på cirka 14 PJ/år fra kvæggødning, 9 PJ/år fra svinegødning og 1 PJ/år fra andet husdyrgødning. Det reducerede biogaspotentialt efter omlægning kan beregnes ved at reducere baggrundsrapportens gødningsmængder svarende til omlægningerne angivet i Tabel 3.3<sup>3</sup>.

Beregningen viser, at det potentielle biogasenergipotentiale på 24 PJ/år fra ikke-økologisk husdyrgødning i Energi 21 mindskes med 2,7-6,8 PJ/år eller 11-29% i de tre scenarier, se Tabel 3.4.

Det resulterende biogasenergipotentiale bliver 21-25 PJ/år afhængig af omfanget af omlægning til økologiske husdyrbedrifter. Det ses, at omfanget af økologisk jordbrug har nogen indflydelse på det maksimale potentiale for biogasproduktion fra ikke-økologisk husdyrgødning.

<sup>3</sup> Beregningen bygger ikke på data fra samme årstal, idet baggrundsrapporten anvender data for husdyrantallet i 1989, mens Tabel 3.3 benytter data fra 1994 og 1998, men variationerne i husdyrantal er ubetydelige i forhold til størrelsesordenen i scenarierne.

Tabel 3.4: Biogasproduktionen fra ikke-økologisk husdyrgødning efter omlægning i år 2030.

	Scenario		
	Lille	Moderat	Stor
Reduktion PJ/år	2,7	4,7	6,8
Relativ reduktion	11%	20%	29%
Resulterende total energipot. PJ/år	25,3	23,3	21,2

Den absolutte og den relative reduktion i de tre scenarier for omlægning af kvæg- og svinebedrifter til økologisk drift er angivet. Den relative reduktion er i forhold til det potentielle biogaspotentiale fra husdyrgødning opstillet i Energi 21. Det resulterende totale energipotentialer inkluderer biogasproduktion af industri- og husholdningsaffald.

### 3.3 Biogasproduktion fra økologiske jordbrug

Hvad der må undværes af gødning fra konventionelle bedrifter, som omlægges, er for en vis del tilstede på de økologiske jordbrug. Biogaspotentialet er dog mindre end fra de omlagte konventionelle bedrifter, da økologiske husdyr tilbringer mere tid på græs, hvorfra gødningen ikke kan indsamles, og fordi gødning lagt i stald for en stor dels vedkommende er fast staldgødning eller dybstrøelse.

#### 3.3.1 Beregningsforudsætninger

De tilgængelige økologiske gødningsmængder vil blive beregnet med udgangspunkt i scenarierne for malkekøer og søer, som suppleres med tilhørende kvæg og svin: For hvert malkekvæg medtages 1,1 opdræt i alderen 6 måneder til 2 år (kælving). S sammensætningen af kvæg antages at være 86% stor race og 14% jersey (Plantedirektoratet, 1999b). Tyre og søer antages at være på græs hele året og medtages ikke i beregningerne. Til gengæld medtages 19 slagtesvin per årsso (Dalgaard et al., 1999). Da gødningsmængderne beregnes efter angivelserne i Poulsen og Kristensen (1997), opstilles antallet af husdyr i overensstemmelse med enhederne anvendt deri, dvs. som årskvæg og antal producerede slagtesvin per år. Alle øvrige husdyr er udelukket af resultatet, da de ifølge LR-analysen kun antages at få en mindre forøgelse i antal, og/eller fordi deres gødningsmængder i stald er ubetydelige. Det sidste er i beregningerne til denne rapport blevet kontrolleret for kalve på 0 til 6 måneder og for æglæggende høner og slagtehøner (data ikke vist).

Malkekvæg, opdræt og slagtesvin er altså de eneste husdyr, der medtages i beregningerne. Af disse tilbringer malkekvæg og opdræt en del af tiden på græs. Opholdstiden på græs er beregnet for et sommerhalvår dækkende april til september og et vinterhalvår dækkende oktober til marts. Malkekvæg antages at tilbringe 17 af døgnets timer på græs om sommeren og 4 timer i døgnnet på græs om vinteren. Opdræt tilbringer hele døgnnet på græs om sommeren og fire timer i døgnnet om vinteren. Slagtesvin antages til gengæld at være i stald hele året. Den tid hvor dyrene dermed er i stald, er vist i Tabel 3.5.

Tabel 3.5: Dagligt tidsrum i stald for de husdyr, som indgår i beregningerne.

Tid i stald per døgn	Sommer	Vinter
Malkekvæg	7 timer	20 timer
Opdræt 6-24 måneder	0 timer	20 timer
Slagtesvin	24 timer	24 timer

Sommer er april til september. Vinter er oktober til marts.

Det andet forhold, som reducerer mængderne af gødning til bioforgasning, er de økologiske husdyrbedrifters udbredte brug af dybstrøelse, som ikke i større målestok kan anvendes i bio-gasanlæggene med den nuværende teknologi, da det er vanskeligt at føre rundt i systemerne.

For kvæg forventes der i fremtiden produceret mindre gylle og mere dybstrøelse end nu, hvor mange stalde er omlagte konventionelle stalde med gyllesystemer (Birkmose, 1999). Typisk vil liggearealerne bestå af dybstrøelse, mens ædepladsen er med spaltegulv, som giver mulighed for gylleopsamling.

Slagtesvin antages at være i stald hele året. Dermed har de adgang til løbegård, hvilket er et krav, som skal være opfyldt, hvis slagtesvinene skal holdes i stald. Erfaringer har vist, at en stor del af slagtesvinenes gødning lægges i løbegården, som typisk har betongulv, hvor der er mulighed for gylleopsamling (Møller, 1999).

Med antagelserne om opholdstiden i stald og de beskrevne staldforhold kan der opstilles en opgørelse over produktionen af gylle og dybstrøelse fra de forskellige husdyrtyper, se Tabel 3.6. Opgørelsen bygger på data om staldforhold fra Poulsen og Kristensen (1997). For kvæg benyttes staldkategorien "Dybstrøelse, ædeplads med spalter", hvor gødningen fordeles 50/50 mellem dybstrøelse og gylle. For slagtesvin anvendes staldkategorien "Opdelt leje-areal", hvor cirka 80% af gødningen ender som gylle. Gødningsmængderne fra kvæg er beregnet som de vægtede gødninger fra kvægracerne stor årsko og jersey ud fra kvægsammensætningen med 86% stor race og 14% jersey. Mængderne udtrykker ikke skiftende fødemængde, -kvalitet og -omsætning mellem sommer og vinter.

Tabel 3.6: Øverst: Produktionen af gylle og dybstrøelse i økologiske stalde fra kvæg og slagtesvin. Nederst: For kvæg er bidraget fra køer og opdræt (6 måneder til 2 år) specificeret.

	Sommerhalvår		Vinterhalvår	
	Gylle	Dybstrøelse	Gylle	Dybstrøelse
Årsko inkl. opdr.	1,9 (6,5%)	1,2 (31%)	6,7 (7,2%)	4,7 (30%)
Prod. Slagtesvin	0,1 (5,9%)	0,1 (33%)	0,1 (5,9%)	0,1 (33%)
Årsko	1,9 (6,5%)	1,2 (31%)	5,4 (6,5%)	3,4 (31%)
Opdræt			1,3 (10,1%)	1,3 (28%)

Enhederne er ton/årsko/halvår og ton/stk produceret slagtesvin/halvår. Tallene i parentes angiver tørstofindholdet (%TS).

Den samlede gødningsproduktion for sommer- plus vinterhalvåret er for en årsko med opdræt 8,54 tons gylle (7,1% TS) og 5,88 tons dybstrøelse (30% TS) med 80% af produktionen henlagt til vinterhalvåret. Produktionen per stk slagtesvin uden fordeling på sommer og vinterhalvår er 0,28 tons gylle (5,9% TS) og 0,12 tons dybstrøelse (33% TS).

Til beregning af biogasudbytter, som sker på basis af gødningens VS-indhold (volatile solids), antages det, at VS udgør 80% af TS for både kvæg- og svinegødning.

### 3.3.2 Biogasproduktion fra økologisk gylle

De producerede gyllemængder i økologiske husdyrbedrifter fremgår af Tabel 3.7. Den deraf afledte maksimale energiproduktionen fra biogas fremgår af Tabel 3.8. På grund af kvægenes ophold på græs om sommeren ligger 80% af energipotentialt fra kvæggylle om vinteren. Omvendt er energipotentialt fra svinegylle ens sommer og vinter, så selvom svinegylle kun udgør 13% til 26% af det årlige energipotentialt, udgør det om sommeren 34% til 47% af energipotentialt.

Tabel 3.7: De producerede gyllemængder på økologiske bedrifter for hele landet.

1000 t per år	Scenario		
	Lille	Moderat	Stor
Kvæggylle	1.030	1.760	2.420
Svinegylle	190	380	740

Enhed 1000 ton/år. Tørstofindholdet er 7,1% for kvæggylle og 5,9% for svinegylle. Værdierne er en smule underestimeret, da mængderne er angivet af lager, og ikke af stald.

Tabel 3.8: Potentialet for biogasproduktion fra gylle i økologisk jordbrug.

PJ/år	Scenario		
	Lille	Moderat	Stor
Kvæg	0,44	0,75	1,03
Svin	0,09	0,19	0,36
Samlet produktion	0,53	0,94	1,40

Enhed: PJ per år<sup>4</sup>.

### 3.3.3 Biogasproduktion fra dybstrøelse

Af håndteringsmæssige grunde kan dybstrøelse kun i begrænset omfang benyttes i de eksisterende typer biogasanlæg. Med den relativt store produktion af dybstrøelse på økologisk jordbrug, se Tabel 3.9, ligger der ellers et væsentligt energipotentiale heri. En dansk undersøgelse af eksisterende teknologi diskuterer mulighederne (PlanEnergi, 1998).

Et tjekkisk koncept (bell and basket) for biogasproduktion fra dybstrøelse og anden fast biomasse har i andre lande udvist nogen succes. Konceptet bygger på omsætning i batch-reaktorer. Teknikken har den fordel, at den omdanner en stor del af dybstrøelsens kulstofindhold til methan, hvilket sker gennem en forholdsvis lang opholdstid på 9 uger. Til gengæld er udstyret forholdsvis dyrt, og metoden er arbejdskrævende i forhold til biogasanlæg, der kan behandle flydende biomasse.

Tjekkiske erfaringer lyder på et methanudbytte på 24 til 31 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per ton dybstrøelse svarende til 860 til 1.100 MJ/ton. Med et antaget methanudbytte på 27 m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per ton dybstrøelse er biogaspotentialet fra den producerede dybstrøelse på økologiske jordbrug 0,8 til 1,9 PJ per år som vist i Tabel 3.9. Energipotentialet er altså væsentligt i forhold til produktionen fra gylle og kan være et godt supplement hertil.

Et andet koncept til behandling af fast biomasse, som er udviklet i Schweiz som forsøgsanlæg, præsenteres også i den danske rapport. Dette bygger på kontinuert bioforgasning og er derfor fordelagtig, hvor biomassen kan fødes til anlægget løbende. Methanudbyttet er stærkt afhængigt af opholdstiden. For mesofile anlæg har man målt methanudbytter på 23 og 27 m<sup>3</sup> per tons gødning ved henholdsvis 22 og 28 dages opholdstid. For termofile anlæg har man målt methanudbytter på 20 og 28 m<sup>3</sup> per tons gødning ved henholdsvis 26 og 34 dages opholdstid. Udbyttet er altså næsten som for bell and basket-konceptet.

<sup>4</sup> Der regnes med VS/TS = 80% og et methanudbytte på 0,21 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per kg VS for kvæggylle og 0,29 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> per kg VS for svinegylle (VS = volatile solids). Methans energiindhold er 35,8 MJ per Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>. Det er samme værdier, som er anvendt ved udregning af biogasenergipotentialet i Energi 21 (Energistyrelsen, 1991b). Dette svarer til et biogasudbytte på cirka 28 Nm<sup>3</sup> biogas eller 640 MJ per ton gødning for kvæg og søer. Lidt mindre for kvægopdræt og slagtesvin.

Tabel 3.9: Samlet produktion af dybstrøelse fra kvæg og svin (30% TS) på økologisk jordbrug og den heraf potentielle energiproduktion indeholdt i biogas.

	Scenario		
	Lille	Moderat	Stor
Dybstrøelse 1000 ton/år	800	1.400	2.000
Biogasenergi PJ/år	0,8	1,3	1,9

Energiproduktionen er en smule underestimeret, da den er baseret på gødning af lager, og ikke af stald.

### 3.4 Samlet maksimalt energipotentialt fra biogas

På basis af biogaspotentialt fra det konventionelle landbrugs gødning, og fra gylle og dybstrøelse fra økologisk jordbrug er det maksimale energipotentialt fra husdyrgødning opstillet i Tabel 3.10<sup>5</sup>.

Tabel 3.10: Det maksimale potentialt for energiproduktion fra biogas baseret på landbrugets gødning ved de tre scenarier.

PJ/år	Scenario		
	Lille	Moderat	Stor
Gylle fra økologisk jordbrug	0,5	0,9	1,4
Dybstrøelse fra økologisk jordbrug	0,8	1,3	1,9
Økologisk jordbrug i alt	1,3	2,3	3,3
Konventionelt landbrug	21,1	19,1	17,0
Samlet maksimalt potentialt fra gødning	22,4	21,4	20,3

Sum-afvigelse skyldes afrunding.

Det samlede maksimale energipotentialt skal sammenlignes med et potentialt på 23,8 PJ/år fra det konventionelle landbrug uden omlægning til økologisk jordbrug, hvilket er potentialt, som ligger til grund for målet i Energi 21. Det ses, at husdyrgødningen fra økologisk jordbrug kan kompensere for en del af reduktionen som følge af omlægning til økologisk jordbrug, men et fald i det samlede energipotentialt kan ikke undgås. Det skyldes, at økologiske kvæg opholder sig længere tid på græs. Det ses desuden, at dybstrøelse på økologiske jordbrug udgør en væsentlig del af biogaspotentialt herfra. Uden udnyttelse af dybstrøelsen kan gylle kun kompensere for 20% af reduktionen i det konventionelle landbrugs biogaspotentialt, uanset omlægningsgrad.

Herudover findes der et potentialt på maksimalt 4,2 PJ/år ved fuldstændig udnyttelse af organisk industri- og husholdningsaffald, samt spildevandsslam (Energistyrelsen, 1991b).

For at give grundlag for opstilling af alternative scenarier og for beregning af energipotentialt i husdyrgødningen fra bedrifter med en given besætning, er der i det følgende lavet opgørelser over biogaspotentialt per dyr.

<sup>5</sup> Bemærk, at biogaspotentialt fra økologisk jordbrug er beregnet "bottom-up", mens biogaspotentialt fra konventionelt landbrug er beregnet som "top-down" (biogaspotentialt fra konventionelt landbrug før omlægning minus frafald pga. omlægning, se afsnit 3.2). De to beregningsmetoder bygger dog på samme forudsætninger om biogasudbytte etc., se forrige fodnote, og kan derfor kombineres ved beregningen af det samlede maksimale potentialt fra gødning.

Opgørelsen for kvæg dækker energipotentialt fra husdyrgødningen fra en årsmalkeko og alle tilhørende kvæg (f.eks. opdræt og stude). På konventionelle bedrifter er energipotentialt fra en årsmalko på den måde 20 GJ/(årsmalkeko+afledte). På økologiske bedrifter er energipotentialt 9,5 GJ/(årsmalkeko+afledte) hvoraf 61% indeholdes i dybstrøelse.

For svin opgøres energipotentialt efter samme princip som for kvæg. På konventionelle bedrifter er energipotentialt fra en årssø med tilhørende smågrise og slagtesvin 8,7 GJ/(årssø+afledte). På økologiske bedrifter stammer husdyrgødningen til biogasproduktion udelukkende fra slagtesvin. Da det allerede er antaget, at en årssø giver 19 producerede slagtesvin, kan biogaspotentialt for en årssø opgøres til 4,3 GJ/(årssø+afledte) eller 19 gange potentialt fra et produceret slagtesvin. 45% heraf indeholdes i dybstrøelse.

Biogaspotentialt fra hvert kvæg eller fra hver sø halveres altså ved omlægning til økologi, og uden forgasning af dybstrøelse reduceres biogaspotentialt til under en fjerdedel. Som bemærkning til indholdet af dybstrøelse i økologisk husdyrgødning, skal det siges, at det ikke-økologiske husdyrgødning, der indgår i opgørelserne, også indeholder fast gødning. Dette diskuteres nærmere i næste kapitel (underkapitel 4.2).



## 4 Ikke-kvantificerbare praktiske barrierer

I forrige kapitel blev der redegjort for det maksimale potentiale for biogasproduktion i konventionelt og økologisk jordbrug udfra tilgængelige mængder husdyrgødning i de tre scenarier. I begge typer landbrug er der ikke-kvantificerbare praktiske barrierer, som kan reducere potentialerne, og disse barrierer vil blive diskuteret i det følgende. I underafsnit 4.12 på side 32 gives der forslag til, hvordan disse barrierer kan reduceres.

### 4.1 Separate økologiske kredsløb

En del barrierer opstår på grund af ønsket om separate økologiske kredsløb. Hovedreglen i de statslige regler for økologisk jordbrug er, at der primært må anvendes økologisk gødning på økologisk jordbrug, hvilket medfører, at økologisk gylle og ikke-økologisk gylle skal afgasses i separate biogasanlæg. Økologisk gylle kan nemlig ikke afgasses i ikke-økologiske biogASFællesanlæg, fordi det indebærer et tab af næringsstoffer, når det afgassede gylle herfra ikke kan returneres til økologisk jordbrug. Samtidig må selv små mængder gylle fra jordløse konventionelle bedrifter ikke behandles på økologiske biogasanlæg med det nuværende regelsæt. Reglerne giver ikke kun væsentlig mindre fleksibilitet i mange af de forhold, der er knyttet til driften af biogasanlæg, men som det belyses i underafsnit 4.5 begrænser det også mulighederne for opstilling af biogASFællesanlæg. Reglen har i øvrigt konsekvenser allerede nu, idet den afholder husdyrbedrifter fra at blive omlagt til økologisk drift, hvis de allerede har en god ordning med et ikke-økologisk biogASFællesanlæg (Bjergmark, 1999).

Den nævnte regel har den undtagelse, at op til 25% af afgrødernes kvælstofbehov må dækkes af ikke-økologisk husdyrgødning, herunder afgasset husdyrgødning fra biogasanlæg. Det er hensigten at reducere undtagelsesgrænsen og på sigt helt fjerne tilladelsen til at anvende ikke-økologisk husdyrgødning.

De følgende to barrierer, 4.2 og 4.3, skyldes dog forhold, der ville have haft betydning også uden omlægninger til økologisk jordbrug. Det vil fremgå, at de kan få væsentlig større betydning for landets samlede biogaspotentiale end de barrierer, som introduceres ved omlægning til økologisk jordbrug.

### 4.2 Optimistisk anvendelse af fast husdyrgødning i Energi 21

I beregningerne af biogaspotentialet fra økologisk jordbrug i underkapitel 3.3 blev der taget hensyn til husdyrgødningens sammensætning af gylle og dybstrøelse. Dette viste, at en stor del af energipotentialet ligger i dybstrøelsen, som det kræver ny teknologi at udnytte. En lignende opdeling af husdyrgødningen er ikke sket ved beregning af biogaspotentialet i Energi 21, som blot er baseret på den samlede gødningsproduktion (Energistyrelsen, 1991b). Dette byggede på den antagelse, at fast gødning gøres pumpbart ved fortynding med vand og ajle, hvorved det kan behandles sammen med gylle. I Poulsen og Kristensen (1997) fremgår det, at 27% af gødningen fra kvæg indgår i fast gødning, mens 61% indgår i gylle og 12% i ajle. De lignende tal for svin er 7% i fast gødning, 77% i gylle og 16% i ajle. Den faste gødning, som har et tørstofindhold på op til 30%, udgør altså en betydelig del af kvæggødningen, svarende til cirka 4 PJ/år. Behovet for fortynding kan blive en barriere for udnyttelsen heraf.

### 4.3 Mangel på organisk industriaffald

Med biogasanlæggenes nuværende teknologiske stade og de nuværende prisforhold har biogasanlæggenes brug for tilførsel af let-omsætteligt organisk materiale som supplement til gylle. De mest moderne anlæg tilføres således 10-30 % organisk industriaffald (Anonym, 1995). En barriere for biogaspotentiallet i Energi 21 er manglen på organisk affald. Denne barriere kan kun omgås med en udvikling, hvor afhængigheden af letomsætteligt organisk affald reduceres, hvilket hidtil ikke er lykkedes.

Barrierens omfang fremgår af scenarier med forskellig udnyttelse af organisk affald, som indgår i Energistyrelsen (1991a). Et scenario med 92% udnyttelse af den samlede mængde af ikke kun industriaffaldet, men også af husholdningsaffald, viser, at 50% af gødningspotentiallet dermed kan udnyttes. Rapportens centrale scenario viser, at kun 16% af gødningen udnyttes med en mere sandsynlig udnyttelse på 45% af den samlede mængde industri- og husholdningsaffald. Med dette scenario fås en energiproduktion fra biogas på 6 PJ/år, eller blot 20% af Energi 21-potentiallet.

### 4.4 Økologisk organisk affald

Problemet med utilstrækkelige mængder letomsætteligt biomasse i form af organisk industriaffald findes også for økologiske biogasanlæg. Disse har endog brug for letomsættelig biomasse af økologisk oprindelse, som ikke må være iblandet ikke-økologisk affald.

For at vurdere tilgængeligheden af økologisk industriaffald udregnes, hvor meget økologisk industriaffald udgør af de totale mængder organisk industriaffald anvendt i Energi 21. Mængderne af økologisk organisk affald er beregnet som andele af affald fra kreaturslagterier, mejerier og svineslagterier, idet det antages, at den økologiske andel svarer til omlægningen af kvæg og søer ifølge Tabel 3.3. Mængderne af organisk industriaffald anvendt i Energi 21 fremgår af Energistyrelsen (1991b).

Som Tabel 4.1 viser, udgør økologisk organisk industriaffald en væsentlig større andel af den samlede mængde organisk industriaffald, end økologisk husdyrgødning (gylle + dybstrøelse) i forhold til den totale mængde husdyrgødning. Indsamlingen af økologisk industriaffald udgør alligevel en barriere. For det første fordi økologisk affald ikke må være iblandet ikke-økologisk affald. For det andet fordi transportafstanden fra indsamlingssted til biogasanlæg er større for økologisk affald, fordi affaldet udgør en mindre andel af den samlede mængde organisk industriaffald.

Det er altså både reduceret fleksibilitet og større transportafstande, der udgør barriererne ved behovet for organisk industriaffald.

Tabel 4.1: Andelen af økologisk organisk industriaffald i de tre scenarier i forhold til totalmængden af organisk affald. Til sammenligning er angivet den økologiske biogasproduktion i forhold til den samlede biogasproduktion (øverst). Nederst fremgår andelen af ikke-økologisk slagteriaffald og mejeriaffald i.f.t. totalmængden, hvilket kan anvendes i økologiske biogasanlæg, hvis lovgivningen på området lempes. Herudover kan fiskeaffald bidrage med 11%.

%	Lille	Moderat	Stor
Økologisk biogas i forhold til total	6	10	16
Økologisk organisk industriaff. i forhold til total	10	18	25
Ikke-økol. slagteriaffald i forhold til total	15	14	13
Ikke-økol. mejeriaffald i forhold til total	46	40	34

De nævnte barrierer for recirkulering af økologisk organisk affald kan mindskes ved at tillade indførsel af ikke-økologisk organisk affald i økologiske biogasanlæg. Tabel 4.1 nederst viser mulighederne. Det ses, at yderligere cirka 14% af landets totale mængde organisk industriaffald er til rådighed, hvis der tillades indførsel af ikke-økologisk slagteriaffald (fra kvæg og svin), mens udnyttelse af alt mejeriaffald giver 34-46% mere. Med det nuværende regelsæt for økologisk jordbrug kan der ikke indføres ikke-økologisk organisk industriaffald i økologiske biogasanlæg til trods for, at der indenfor 25%-reglen kan gødes med afgasset gylle fra ikke-økologiske biogasanlæg, hvori der indføres ikke-økologisk organisk industriaffald. Det forventes, at der kommer nye regler fra EU i løbet af år 2000, som berører muligheden for biogasproduktion, men ikke at disse regler betyder en lempelse for brugen af ikke-økologisk materiale i økologisk jordbrug (Nygaard, 1999). Det skal dog i øvrigt pointeres, at de samlede ressourcer af organisk affald i Danmark ikke forøges ved åbning for ikke-økologiske materialer i det økologiske kredsløb, blot forbedres fleksibiliteten i indsamlingen. Import af organisk affald kan forøge potentialet, og denne mulighed benyttes allerede. Desuden vil dyrkning af energiafgrøder som kløvergræs eller lucerne til biogasproduktion kunne supplere organisk industriaffald, og dette kan ske økologisk på bedrifter med lav husdyrintensitet. En dansk undersøgelse har vist, at der er et positivt energiregnskab ved dyrkning og biogasproduktion af kløvergræs (NNR, 1996).

#### 4.5 Gylletætheden i oplandet til biogASFællesanlæg

Gylletætheden i oplandet til et biogASFællesanlæg har betydning for anlæggets økonomiske rentabilitet, da gødningstransport er en væsentlig post på omkostningerne. Er gylletætheden i oplandet til et muligt biogASFællesanlæg for lav, kan transportomkostninger blive så store, at det er en barriere for opstilling af biogASFællesanlægget.

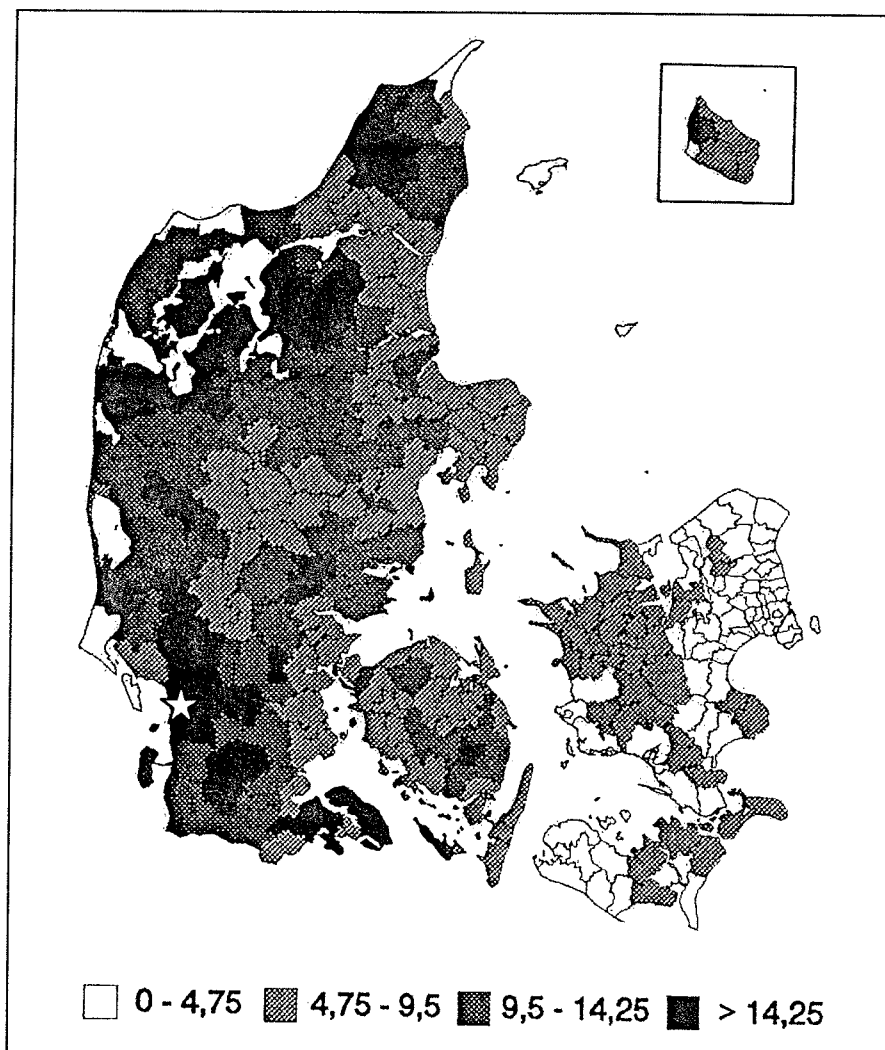
I de følgende underkapitler beskrives barrierer, der har relation til gylletætheden. Nogle af dem er også en direkte barriere for udbygningen med biogas. Da økologisk og ikke-økologisk gødning må afgasses separat, er der grund til at præcisere, at begrebet gylletæthed omhandler den for et biogASFællesanlægs reelt anvendelige gylle – henholdsvis økologisk og ikke-økologisk, og denne reduceres, hvis gylle på en bedrift i oplandet af den ene eller anden grund ikke er tilgængelig for biogasanlægget. Biogasanlægget kan i øvrigt blot være fiktivt, for eksempel i forbindelse med en vurdering af, om der er grundlag for at opføre et anlæg.

Indledningsvis gives en beskrivelse af Ribe biogASFællesanlæg for at give et eksempel på transportomkostningerne for et biogasanlæg, og hvor stor andel af den tilgængelige gylle i oplandet der udnyttes. Ribe biogASFællesanlæg har Ribe kommune som opland, dvs. et opland med en gylletæthed væsentlig over landsgennemsnittet, se Figur 4.1. Transportomkostninger er relativt høje, nemlig 20-25% af de samlede årlige omkostninger (Holm-Nielsen et al., 1993), hvilket blandt andet skyldes, at biogasanlægget har overtaget en stor del af transporten fra landmændene. Udover at være en væsentlig post på omkostningerne, har transporten også konsekvenser for biogasanlæggets samlede energi- og miljøregnskab. CO<sub>2</sub>-emissionen fra transporten udgør således 47% af anlæggets samlede emission i CO<sub>2</sub>-regnskabet (Nielsen et al., 1999). Til gengæld aftager Ribe biogASFællesanlæg cirka halvdelen af kvæggyllen og en tredjedel af svinegyllen i oplandet, hvilket er relativt meget sammenlignet med andre biogASFællesanlæg (egne beregninger baseret på Anonym (1995), Danmarks Statistik (1995) og Poulsen og Kristensen (1997)).

#### 4.6 Regionale forskelle i gylletætheden

Som det ses af Figur 4.1, er der stor forskel på gylletætheden mellem landets kommuner. Nogle kommuner har stor gylletæthed og kan derfor bære nogen reduktion i gylletætheden. I

andre kommuner kan gylletætheden ikke reduceres, uden at det bliver en barriere for opstilling af biogasfællesanlæg med et uudnyttet biogaspotentiale til følge.



Figur 4.1: Gødningstætheden i landets kommuner. Tætheden er målt som tons gylle/ha/år. 9,5 tons/ha/år er landsgennemsnittet. (Energistyrelsen, 1991a). Stjernen angiver placeringen af Ribe biogasfællesanlæg.

#### 4.7 Gyllelagre er etableret

Et forhold, som allerede har betydning for udbygningen med biogasfællesanlæg, er, at lovgivningen i en årrække har pålagt bedrifterne at opstille gyllelagerkapacitet. En del gårde har tilsluttet sig biogasfællesanlæg, fordi de har fundet det økonomisk attraktivt, at biogasfællesanlægget varetager gyllelagringen, mens andre har opstillet individuelle gyllelagre. Nu er lagerkapaciteten på en stor del af bedrifterne etableret, og disse har derfor ikke incitament til at tilslutte sig et biogasfællesanlæg (Nielsen et al., 1999). Gylletætheden for nye biogasfællesanlæg er dermed mindsket. En mulighed for at udnytte gyllen til biogasproduktion, som dog ikke hindrer fald i gylletætheden til biogasfællesanlæg, er at overdække allerede etablerede gyllelagre og derved ombygge dem til gårdbiogasanlæg af "softtop"-typen (Henriksen og Lassen, 1995).

#### 4.8 Vanskeligt at udnytte biogaspotentiallet i økologisk gylle

Energiproduktionen på landets gårdbiogasanlæg på konventionelle bedrifter udgør pt. kun cirka 5% af landbrugets biogasproduktion (Anonym, 1999), men udviklingen har allerede vist, at gårdbiogasanlæg primært opstilles på svinebrug, hvor rentabiliteten kan sikres gennem behovet for staldopvarmning og muligheden for stordrift - forhold som ikke er opfyldt på kvægbedrifter (Anonym, 1998; Elmose, 1999). Heller ikke økologiske kvægbedrifter har forhold som begunstiger gårdbiogasanlæg, men barriererne må også forventes på økologiske svinebedrifter, hvor uopvarmede stalde ventes at blive normen (Dalgaard et al., 1999). Hvor biogassen kan ledes til et område med varmebehov, eller hvor der kan skabes et varmebehov om vinteren, f.eks. i drivhuse, kan et gårdbiogasanlæg være rentabelt. Ved tilstrækkeligt stort varmebehov kan biogassen omdannes til ren varmeproduktion, hvilket sparer kapitaludgifterne til et kraftvarmeanlæg. Denne løsning kan være afgørende for om biogasanlægget opstilles, men giver ikke fordel af elproduktionen.

I de fleste tilfælde må gyllen dog forventes at skulle behandles på biogasfællesanlæg. Herved skabes stordriftsfordele, og kraftvarmeproduktionen kan opnå større elvirkningsgrad og kan placeres i områder med varmebehov. Om sommeren er det reducerede varmebehov ofte overensstemmende med sommerens mindre mængder kvæggødning, men hvor varmebehovet er større kan det dækkes ved tilførsel af svinegylle, organisk affald og græsafklip. Behandling på biogasfællesanlæg er dog mødt med en væsentlig barriere bestående af en lav tæthed af økologisk gylle. Ikke blot udgør økologiske husdyr en, i denne sammenhæng, beskeden andel af husdyrene, men desuden er biogaspotentiallet fra hvert af disse kun halvt så stort som for ikke-økologiske dyr, og endnu mindre eftersom fast gødning næppe vil kunne anvendes foreløbig (se Tabel 3.3 og side 26). Lokalt kan gylletætheden være tilstrækkelig til opførsel af et biogasfællesanlæg, men selv da kan grundlaget forsvinde som følge af manglende tilslutning.

I scenarierne for økologisk jordbrug stammer 70-80% af biogasproduktionen fra kvæggylle. Med det ovenstående som begrundelse er det vanskeligt at forestille sig, at en særlig stor del af denne biogasressource kan udnyttes. Fra flere sider spås det da også, at der ikke er gyllegrundlag for biogasproduktion på økologiske kvægbedrifter (Elmose, 1999; Hinge, 1999).

#### 4.9 Gårdbiogasanlæg på svinebedrifter mindsker gylletætheden for biogasfællesanlæg

Opstilling af gårdbiogasanlæg på svinebedrifter medfører mindsket gylletæthed for biogasfællesanlæg. For ikke-økologiske biogasfællesanlæg har tabet betydning, fordi svinebedrifter ofte udgør et stort potentiale. For økologiske biogasfællesanlæg kan gyllen fra svinebedrifter være afgørende for, at den samlede gylletæthed er tilstrækkelig til opførsel af et biogasfællesanlæg, jvnf. 4.6. For både ikke-økologiske og økologiske biogasfællesanlæg udgør svinegylle desuden en væsentlig del af biomassegrundlaget om sommeren, hvor mængderne af kvæggylle reduceres som følge af sommergræsning.

#### 4.10 Mindre ikke-økologisk kvæggylle efter omlægning

Omlægning til økologisk jordbrug er forbundet med mindskelse af gylletætheden for ikke-økologiske biogasfællesanlæg, fordi økologisk gylle ikke kan afgasses på disse. For scenarierne ses det af Tabel 3.3, at det drejer sig om 20-25% kvæggylle alene ved lille omlægning til økologisk drift, omend mindre for de østlige øer, hvor gylletætheden til gengæld i forvejen

er lille. For svinegylle er reduktionen i gylletæthed derimod lille på grund af mindre omlægning.

#### 4.11 Arbejdsmiljø

Arbejdsmiljø og arbejdsindsatsen ved håndtering af forskellig husdyrgødning falder udenfor denne undersøgelse, men bør medtages ved udformning af håndteringssystemer.

#### 4.12 Forslag til mindske af praktiske barrierer

Manglen på letomsætteligt organisk affald kan blive en stor barriere for øget biogasproduktion fra både ikke-økologisk og økologisk gødning, og barrierer knyttet til vækst i økologisk jordbrug kan blive underordnede i forhold dertil. Alligevel er det relevant at belyse de muligheder, der er for at omgå barriererne for biogasproduktion ved vækst i økologisk jordbrug, med henblik på at få et samlet billede af forholdene for biogasproduktion.

- En række barrierer kan mindskes eller undgås ved langsigtet overordnet planlægning. F.eks. skal det undgås, at gårdbiogasanlæg opføres i områder, hvor et biogafællesanlæg kan give en større udnyttelse af områdets gylleressource. Det skal også sikres, at bedrifter, som overvejer opførelse af gyllelagre, får som alternativ at tilslutte sig et biogafællesanlæg eller sekundært at opstille et gårdbiogasanlæg. Med henblik på opførelse af biogafællesanlæg, skal man specielt tænke på, at et betydeligt biogaspotential kan forblive uudnyttet, hvis gylletætheden falder under grænsen for et biogafællesanlægs rentabilitet.
- Kravet om, at økologisk gylle skal holdes adskilt fra ikke-økologisk virker meget reducerende på gylletætheden for såvel økologiske som ikke-økologiske biogasanlæg. I første omgang vil det forbedre gyllegrundlaget for økologiske biogasanlæg, hvis det indenfor 25%-reglen kan tillades, at ikke-økologisk gylle kan indføres i det økologiske jordbrug gennem et økologisk biogasanlæg. På sigt kan det øge fleksibiliteten væsentligt, hvis man ikke behøver at skelne mellem økologiske og ikke-økologiske biogasanlæg, i tiltro til at behandlingen efterlader et identisk produkt uanset kilde. Der skal naturligvis holdes regnskab med næringsstofferne fra og til økologiske jordbrug. Brugen af kobber i foder til ikke-økologiske svin og det medfølgende store kobberindhold i ikke-økologisk svinegylle, er dog et eksempel på, at fælles biogasanlæg kræver tilpasning af det konventionelle landbrug. Anvendelse af mere ikke-økologisk gødning står dog i modsætning til den gældende intention om på sigt at fjerne tilladelsen til at anvende ikke-økologisk gødning på økologisk jordbrug.
- For ikke-økologiske biogasanlæg kan husholdningsaffald blive en væsentlig ressource til at forøge biomassegrundlaget. For økologiske biogasanlæg er denne mulighed næppe mulig på grund af risikoen for iblanding af ikke-økologisk affald, medmindre "rensning", som i forrige punkt, vinder accept.
- Det vil forøge både gødningstætheden og biogaspotentialet, hvis forgasning af fast gødning bliver muliggjort, og især hvis det kan håndteres sammen med gylle, da det vil lette rutinerne for transport af husdyrgødningen til biogasanlægget. Forgasning af fast gødning står dog i modsætning til at anvende dette til jordforbedring, jvnf. kapitel 6.1.
- De allerede anvendte "salgsargumenter" for biogasanlæg skal fortsat anvendes, f.eks. muligheden for omfordeling af næringsstoffer mellem husdyrbedrifter og plantebrug, reduceret lugt, bedre kvælstofudnyttelse, etc.

## 5 Natursyn i økologisk jordbrug

I dette kapitel defineres to natursyn, som medfører henholdsvis en afvisende og en imødekommende holdning overfor biogasproduktion. Hver enkelt nuværende og kommende økologiske jordbruger forventes for simpeltheds skyld at have ét af disse to natursyn.

Baggrunden for kapitlet er, at det er den individuelle jordbruger, som i sidste ende beslutter, om han/hun vil deltage i biogasproduktion. Jordbrugernes indstilling overfor biogasproduktion har derfor stor betydning for det reelle potentiale for biogasproduktion. Indstillingen overfor biogasproduktion er formet af forskellige faktorer, for eksempel den økonomiske forventning, bedriftens opbygning og jordbrugsmæssige aspekter. Som det fremgår af dette kapitel er det dog grundlæggende jordbrugerens natursyn, der er bestemmende for indstillingen til biogasproduktion, så hvis natursynet hos den enkelte jordbruger kan bestemmes, kan det på forhånd udledes om holdningen er afvisende eller imødekommende. Kun hvis holdningen er imødekommende, er der grund til at vurdere, om andre faktorer medfører en positiv eller negativ indstilling over for biogasproduktion.

Det skal på forhånd siges, at der ikke findes materiale, der kan afdække, hvordan nuværende, endsige kommende, økologiske jordbrugere fordeler sig på de to natursyn. Kapitlet skal derfor primært fungere som et redskab til at diskutere grundlaget for jordbrugernes holdning til biogasproduktion.

### 5.1 Holdninger og natursyn

At holdningen til biogasproduktion er varierende blandt aktører med tilknytning til økologisk jordbrug, fremgår direkte af udtalelser fra individuelle landmænd og konsulenter i Landsforeningen Økologisk Jordbrug (LØJ), og indirekte fra de få generelle holdningsundersøgelser, der er foretaget blandt økologiske jordbrugere. Der er desværre ikke lavet større direkte spørgsmål om holdningen til biogasproduktion blandt økologiske jordbrugere eller potentielle omlæggere.

Lad mig først redegøre for de få udtalelser, som direkte har omhandlet biogasproduktion: I perioden 1994 til 1998 blev emnet debatteret i forskellige aviser og tidsskrifter (Østergård, 1994; Elmose, 1995<sup>6</sup> i *Vedvarende Energi & Miljø*; Friis, 1995; Sønderriis, 1995; Tafdrup, 1995; Jørgensen, 1995 i *Information*; Østergård, 1995 i *Global Økologi*; Friis, 1996; Refstrup, 1996; Grosen, 1997; Skøtt, 1998 i *Dansk BioEnergi*). Fælles for debatterne var, at en snæver gruppe økologiske jordbrugere fremhævede den negative indflydelse af biogasproduktion på jordens humusindhold og næringsstofferne beskaffenhed, mens oppositionen bestod af personer med ønsket om at udbrede biogasproduktion. De samme udtalelser om den negative indvirkning blev desuden gentaget og præciseret for mig for nyligt (Østergård, 1999; Suhr, 1999). Der er således økologiske jordbrugere, som helt tager afstand fra biogasproduktion på økologisk jordbrug. Omvendt er der i LØJ udvist nogen imødekommenhed, for så vidt at der ville blive givet tilladelse til opstilling af biogasanlæg, hvis der forelå en ansøgning herom (Ingvorsen, 1999), og at LØJ's generelle holdning om biogas er under overvejelse, omend delt (Kyed, 1999; Rasmussen, 1999). En biodynamisk landmand er i øvrigt kommet langt i overvejelserne om opstilling af biogasanlæg (Lorentzen, 1999), mens en anden allerede benytter afgasset gylle som gødning for at dække afgrødernes kvælstofbehov (Landbrugets Rådgivningscenter, 1995). Eksemplerne viser, at der er forskellige holdninger til biogasproduktion, som varierer fra overbevist afvisning over usikkerhed til direkte imødekommenhed.

---

<sup>6</sup> Elmose (1995) giver et resumé af debatten tilbage til 1986.

I den refererede debat og de nævnte samtaler fremgik det tydeligt, at det der skarpest tegner grænsen mellem en negativ og en positiv indstilling overfor biogasproduktion, er forskelle i *naturesynet*, i denne sammenhæng forstået som synet på jordbrugets relation til naturen. At *naturesynet* er en væsentlig bærer af holdningen til biogasproduktion bekræftes af Kaltofts ph.d.-projekt "Naturetik som praksisbegreb" (Kaltoft, 1997b), som behandler de økologiske jordbrugeres holdning til gødningshåndtering og sætter denne i relation til deres naturforståelse<sup>7</sup>. Kaltoft's projekt omfatter iøvrigt interviews med personerne på seks jordbrug, hvoraf fire drives økologisk og to drives biodynamisk. På de økologiske jordbrug anvendes gødningen i form af kompost eller staldgødning på to jordbrug og som gylle+staldgødning på to jordbrug. Af interviewet med den person, som komposterer, fremgår det indirekte, at han tager afstand fra biogasproduktion, idet han afviser at gøde med gylle.

Med reference til ovenstående eksempler vil jeg påstå, at de økologiske jordbrugere (eller deres rådgivere) har ét af to *naturesyn*: de, som skarpt tager afstand fra biogas har ét *naturesyn*, mens de øvrige, de tvivlende og de overbevist positive, har ét andet *naturesyn*. De to *naturesyn* vil blive specificeret i det følgende.

## 5.2 *Naturesyn i økologisk jordbrug*

Økologisk jordbrug i Danmark har gennemgået en udvikling fra at være praktiseret af relativt få udøvere indtil slutningen af 1980'erne til nu, hvor der sker en vækst på cirka 37% per år målt i antallet af bedrifter (Plantedirektoratet, 1999b). I denne vækstperiode er der for alvor sket en spredning i holdningen til *naturesynet* i økologisk jordbrug, som ikke blot finder udtryk blandt jordbrugerne, men også blandt landbrugets rådgivere.

Forenklet kan det siges, at den økologiske jordbrugsbevægelse før den store vækstperiode var domineret af et *naturesyn*, hvor dyrkningsformen indrettes med henblik på at skabe økosystemer, som ligner naturlige økosystemer. De naturlige økosystemer, som økologisk jordbrug skal efterligne, baserer produktiviteten på lukkede næringsstofkredsløb, stor biologisk energieffektivitet, stor biologisk diversitet, høj biologisk stabilitet og høj grad af symbiose. Dette kan opnås ved, at en stor del af produktionen tilbageføres til systemet (Mäder et al., 1996). Balfour (1977) har udtrykt det kort ved at forklare, at økosystemernes frugtbarhed baseres på de biologiske processer i jorden. Dette *naturesyn* vil jeg kalde det *fundamentalistisk-økologiske naturesyn*. Jordbrugere med dette *naturesyn* tager skarpt afstand fra biogas, da de opfatter biogasproduktionen som fjernelse af energi, der rettere bør tilbageføres til jordbrugs-systemet, og fordi den afgassede gylle har negativ indvirkning på de biologiske processer i jorden. Argumenterne uddybes i kapitel 6 "Jordbrugsmæssige betæneligheder ved biogasproduktion".

Det *naturesyn*, som lagde grunden til væksten i det økologiske jordbrug, skabtes ud fra det fundamentalistisk-økologiske *naturesyn*, men adskilte sig herfra ved at fokusere på optimal udnyttelse af de agroøkologiske principper og mekanismer. Det nye *naturesyn*, som kalder jeg det *pragmatisk-økologiske naturesyn*. Jordbrugere med dette *naturesyn* har ikke en umiddelbar negativ holdning til biogasproduktion.

At der kan være et tredje *naturesyn* blandt økologiske jordbrugere, det samme som findes blandt konventionelle jordbrugere, kan påstås (f.eks. Kaltoft, 1997a), da mange af de økologiske jordbrugere netop er tidligere konventionelle jordbrugere. Jeg mener dog, at disse jordbrugere, ifald de eksisterer, har det pragmatisk-økologiske *naturesyn*, fordi jordbrugerne i det mindste før omlægning må have gjort sig tanker om naturens mekanismer kan varetage plantesygdomsbeskyttelse og tilvejebringelse af kvælstof. Uden at det er et entydigt argument,

---

<sup>7</sup> Kaltoft's begreb "naturforståelse" afviger ikke væsentligt fra mit begreb "naturesyn".



skal det også nævnes, at en spørgeskemaundersøgelse hos økologiske jordbrugere viste, at kun 7% havde omlagt til økologisk jordbrug med den (kyniske) forklaring, at det gav en bedre økonomi<sup>8</sup>, og denne forklaring udelukker ikke, at de også har interesse for de økologiske principper.

Inddelingen af de økologiske jordbrugere i to natursyn er en simplificering i forhold til Kaltoft (1997a), som arbejder med fire natursyn. Kaltoft's inddeling kan anvendes til at inddele de økologiske jordbrugere i holdningen for/imod biogasproduktion, men kun til at tegne et billede af dagens jordbrugere. Til beskrivelse af en fremtidig situation mangler Kaltoft et natursyn, hvor holdningen til biogasproduktion er påvirkelig af ny information om den jordbrugs-mæssige virkning af biogasproduktion. Dette indgår i det pragmatisk-økologiske natursyn. I det følgende beskrives de to natursyn nærmere.

### 5.2.1 Den historiske baggrund for det fundamentalistisk-økologiske natursyn

Retningslinierne for jordbrug i det fundamentalistisk-økologiske natursyn har en stærk historisk fundering gennem årtiers udvikling af europæisk økologisk jordbrug med påvirkning fra biodynamisk landbrug. Udviklingen har været åben for diskussion, fornyelse og individuel jordbrugspraksis, men det er min opfattelse, at der hele tiden har været grundlæggende retningslinier, f.eks. at gødning skal komposteres før udbringning, og at disse blev fastsat allerede tidligt i udviklingen. Det er kendetegnende for jordbrugere med det fundamentalistisk-økologiske natursyn, at de fastholder de grundlæggende retningslinier, selvom megen ny forskning påviser kompleksiteten i jordens mekanismer, og der derfor burde være anledning til at revurdere retningslinierne. Årsagen dertil, mener jeg, skyldes den historiske baggrund kombineret med en række nye udfordringer for jordbrugere med det fundamentalistisk-økologiske natursyn. Dette forklares i det følgende, der indledes med en historisk gennemgang af økologisk jordbrug baseret på Niggli and Lockeretz (1996).

Jordbrugsforskning havde allerede i det 18. århundrede arbejdet med sædskifte, men det var først da Justus von Liebig (1803-1873) i 1862 forklarede, hvordan kvælstof kan introduceres i sædskiftet gennem kvælstoffikserende planter, at grundlaget var lagt for økologisk jordbrug. Senere fik forskere og jordbrugere inspiration til at tænke i jord-økologi, da mikrobiologen Raoul F. Francé (1874-1943) introducerede dette emne med sin bog "Das Edaphon, eine neue Lebensgemeinschaft" i 1911. Desuden kom der inspiration fra biodynamisk jordbrug, som siden 1920'erne blev udviklet af Rudolf Steiner og en gruppe omkring ham. Jordens biota fik også stor opmærksomhed hos Sir Albert Howard (1873-1974), som fastholdt, at plantesundhed primært afhænger af at have en sund jord, og at sygdomskontrol skal praktiseres gennem fremme af sygdomsundertrykkende forhold i jorden. Til fremme af de ønskede forhold udviklede han komposteringsteknikken Indore composting, der blev den gængse komposteringsmetode herefter. Metoden og hans teorier beskrev han i bogen "My Agricultural Testament" udgivet i 1940. Lady Eve Balfour (1899-1990) bidrog med omfattende studier på sit eget landbrug. Senere blev hendes store interesse sammenhængen mellem økologisk jordbrug og menneskets sundhed, en idé som hun delte med biologen Hans Müller (1891-1988) og

---

<sup>8</sup> Resultatet fremgår af en spørgeskemaundersøgelse udført af blandt andre Johannes Michelsen, Syddansk Universitetscenter beskrevet af Jensen (1996). Undersøgelsen belyste motiverne for omlægning til økologiske jordbrug med resultatet: "Hensyn til miljøet" 56%, "uenighed i udviklingen indenfor konventionelt landbrug" 34%, "bedre landbrugsprodukter" 22%, "det er fremtiden for dansk landbrug" 19%, "hensyn til husdyrene" 17%, "landbrugsfaglig udfordring" 17%, "hensynet til arbejdsmiljøet" 9%, "bedre økonomi" 7% og "andet" 12%.

doktoren Hans Peter Rusch (1906-1977). Müller og Rusch grundlagde "økologisk-biologisk" jordbrug i Schweiz i 1949 og senere i Tyskland og Østrig. Rusch mente, at menneskenes helbred og forplantningsevne på lang sigt var i fare ved landbrugets brug af mineralsk gødning, og han udviklede en ide om kredsløb af levende materiale i jordbruget; kredsløb, som kun fungerede ved brug af organisk gødning. Ideen kunne ikke eftervises eksperimentelt, men på det tidspunkt havde "økologisk-biologisk" jordbrug udviklet sig til etablerede økologiske forbrugerorganisationer. I modsætning til Sir Albert Howards interesse for kompost interesserede Rusch sig for frisk staldgødning, som han udviklede en test til at påvise i jord.

Det karakteristiske ved økologisk jordbrug er, at det har været drevet frem af entusiastiske personer, som frivilligt og uden økonomisk sikkerhed har arbejdet på at udvikle landbruget til et bæredygtigt og harmonisk alternativ til det konventionelle landbrug. Ved siden af jordbrugerne, hvis økonomiske risiko er åbenbar, har en række videnskabsfolk med forskellig baggrund sat deres karriere ind på at udvikle det økologiske jordbrug, med deres renommé i videnskabelige kredse sat på spil. Endelig har en række andre personer, blandt andre handelsdrivende og forbrugere, sat økonomi og tid ind på at give plads til det økologiske jordbrug.

Med det fundamentalistisk-økologiske natursyn kan man beskrive mekanismer for samspillet omkring jordens levende organismer, der i praksis giver gode resultater. Den historiske udvikling af økologisk jordbrug fortæller dog, at der er andre ting, som også forklarer holdningen til gødningshåndtering i det fundamentalistisk-økologiske natursyn.

Kompost slog således an som det foretrukne gødningsmiddel allerede tidligt i historien, delvist måske på grund af Sir Albert Howard's særlige gennemslagskraft. Da opmærksomheden efterfølgende var rettet mod kompost var det naturligt, at dets position blev styrket, ved at der løbende blev opdaget flere fordele ved kompost (f.eks. antiphytopatogene/plantesygdomsbekæmpende egenskaber), samt ved at problemerne knyttet til brugen blev afhjulpet, f.eks. efterafgrøder til at hindre nedsivning af kvælstof. Desuden mener jeg, at de vanskelige vilkår som økologer med det fundamentalistisk-økologiske natursyn var under, også er medbestemmende for, at der kæres om de grundlæggende retningslinier. Dette aspekt har fået en ny dimension siden 1980'erne, hvor der opstod et pres på jordbrugere med det fundamentalistisk-økologiske natursyn. For det første øgedes den statslige/offentlige interesse for biogasproduktion baseret på gylle fra landbruget, og biogas som vedvarende energikilde syntes åbenbar at implementere i økologisk jordbrug. For det andet påbegyndtes offentlig støtte til økologisk jordbrug indenfor det pragmatisk-økologiske natursyn, hvis mekanistiske metoder hermed vandt udbredelse. Som modvægt opstod der hos jordbrugere med det fundamentalistisk-økologiske natursyn en uforsonlig linie med uvilje imod at diskutere de grundlæggende retningslinier, hvilket må forklares med ønsket om ikke at risikere et langsomt skred i principperne. Denne forklaring underbygges af forordet til IFOAM's 11. konference afholdt i København i 1996 (forkortet): Den gamle ide om den levende jord er ved at blive glemt og må genoplives sammen med den forskning, der underbyggede den (Østergård, 1996).

### **5.2.2 Ramme-regler i det pragmatisk-økologiske natursyn**

Det pragmatisk-økologiske natursyn bærer præg af at være udviklet med inspiration fra det konventionelle landbrugs tankesæt om at udnytte kendskabet til naturens mekanismer med fokus på at optimere produktionen. Jordbrugerne med dette natursyn ønsker at benytte naturens mekanismer uden at skade den, men eftersom der ikke findes eksakt viden, dannes der forskellige holdninger til, hvordan driften udføres bedst, og hvilke prioriteringer man kan foretage. Hermed giver natursynet også rum for forskellige holdninger til, hvordan husdyrgødningen kan behandles før den udlægges på jorden. At dette natursyn ligger til grund for de statslige regler for økologisk jordbrug fremgår af følgende gennemgang af reglerne (Plantedirektoratet, 1999a).

- Citat: "Jordens frugtbarhed og den biologiske aktivitet i jorden skal opretholdes eller øges ved dyrkning af bælglplanter, grøngødning eller planter med dybt rodnet efter en hensigtsmæssig flerårig sædskifteplan." Anvendt gødning skal *som hovedregel* være økologisk.
- Hvis ovenstående ikke kan sikre en tilstrækkelig gødskning kan der suppleres med nærmere angivne ikke-økologiske gødningstyper og jordforbedringsmidler, hvoraf der for de fleste gælder, at behovet skal anerkendes af Plantedirektoratet. Der gives kun tilladelse hvor gødskningsstrategi, jordbehandling og sædskifte iøvrigt har minimeret manglen på næringsstoffer.
- Blandt det ikke-økologiske gødning kan der anvendes husdyrgødning (herunder fast og komposteret fast husdyrgødning, samt gylle og ajle, og *gødning fra biogasanlæg* som behandler husdyrgødning oa. dog ikke spildevandsslam), samt forskellige animalske melprodukter. Fosfater med et cadmium-indhold tolereres.
- Der kan anvendes ikke-økologisk husdyrgødning i et omfang op til 25% af afgrødernes kvælstofbehov (fratrullet tilsats af anden gødning indeholdende kvælstof) uden forudgående tilladelse fra Plantedirektoratet. Afgrødernes kvælstofbehov følger normerne for konventionelt landbrug.
- Spaltegulve kan anvendes ved gødeareal og arealet ved foderbord.
- Dyrenes fysiologiske og adfærdsmæssige behov skal tilgodeses, herunder adgang til daglig motion og strøelse på liggearealer.
- Anvendt frø, sædekorn og planteformeringsmateriale skal være ubejdset.
- Plantebeskyttelse må ikke ske ved hjælp af herbicider, fungicider, pestider eller lignende syntetiske stoffer eller ved dampning af jord. Det skal ske ved hensigtsmæssigt sortsvalg og sædskifteplan, mekanisk rensning, flammebehandling af ukrudt og ved fremme af naturlige fjender.
- Der er mindskekrav til hvor stor en andel af foderet, der skal være økologisk.

Derudover findes der nærmere specificerede regler for husdyrhold, som har været vejledende for opstillingen af dette projekts scenarier for antallet af økologiske husdyr.

De statslige regler på biogasområdet er således en rammetekst, i og med at de tillader, men ikke påtvinger, brug af afgasset økologisk gylle, og ikke på andre områder opstiller regler for implementering af biogasproduktion. Dermed åbner reglerne op for, at de enkelte jordbrugere kan lade deres holdning være afgørende for, om de vil implementere biogasproduktion i deres bedrift.

Også Landsforeningen Økologisk Jordbrug har i deres regelsæt nogen åbenhed overfor valg af gødningshåndtering. Reglerne ligger tæt på de statslige regler, omend de er skærpet på enkelte punkter (LØJ, 1998). Det er f.eks. præciseret, hvor store mængder husdyrgødning der må udbringes, hvilket er højst 1,4 dyreenheder i gennemsnit per ha årligt for hele ejendommen, og 2,8 dyreenheder per ha på den enkelte mark. Der er også fastlagt grænser for, hvor store mængder konventionelle næringsstoffer der må indføres enten gennem foderet eller som gødning, og en større andel af foderet skal være økologisk. Mest bemærkelsesværdigt er det, at regelsættet påbyder iltning af organisk gødning (når det er økonomisk realistisk). Den fortsatte oppebæren af dette punkt er under overvejelse gennem en vurdering af, om gødning med afgasset gylle har negativ indvirkning på blandt andet jordens frugtbarhed (Kyed, 1999). Vurderingen foretages, ihvertfald delvis, gennem det mekanistiske syn på jordens processer og er derfor hjemmehørende i det pragmatisk-økologiske natursyn. Overvejelserne har bund i

ønsket om at kunne tillade biogasproduktion, idet LØJ blandt andet har som målsætning at minimere jordbrugets forbrug af fossile brændsler. LØJ's avlsregler er resultatet af kompromiser, men det er uvist, om overvejelserne foranlediger, at regelsættet fortsat forbyder biogasproduktion, eller om der laves et kompromis, så biogasproduktion tillades, selvom indvirkningen på jordens frugtbarhed er uafklaret. Selv om kun få jordbrugere holder sig til LØJ's strammere regler, har LØJ's holdning til biogas betydning for potentialet på grund af den afsmittende effekt.

## 6 Jordbrugsmæssige betæneligheder ved biogasproduktion

Som det fremgik i kapitel 5 "Natursyn i økologisk jordbrug", er det rimeligt at antage, at der også i fremtiden vil være opmærksomhed omkring det hensigtsmæssige i at udnytte husdyrgødning til biogasproduktion på økologisk jordbrug, hvilket senest er ytret i Aktionsplan II, Økologi i Udvikling (Det Økologiske Fødevareråd, 1999).

Det var en af økologisk jordbrugs egne repræsentanter, der i 1980'erne startede debatten om biogasproduktion på økologisk jordbrug ved at påpege negative følger ved biogasproduktion og ved at afvise biogasproduktion. Argumenterne havde relation til det økologiske jordbrug under det fundamentalistisk-økologiske jordsyn, jvnf. kapitel 5. Siden har enkelte andre personer suppleret debatten med få nye argumenter, men grundlaget er det samme. At argumenterne stadig vinder genlyd blandt nogle økologiske jordbrugere blev bekræftet af Kaltoft (1997b). Det kan derfor forventes, at argumenterne også i fremtiden kan få indflydelse på økologiske jordbrugeres holdning til biogasproduktion. I dette kapitel omtales modstanderne af biogas, som "biogasmodstanderne"<sup>9</sup>.

Dette kapitel vil gennemgå de jordbrugsmæssige forhold, der efter alt at dømme er de væsentligste ved vurdering af det hensigtsmæssige i biogasproduktion på økologisk jordbrug. De kan dermed opfattes som barrierer for biogasproduktion.

For hvert forhold tages der udgangspunkt i de argumenter, der har været fremført af biogasmodstanderne. Som det fremgår, fremhæves fordele ved kompostering i flere af disse argumenter, hvilket er relevant at diskutere, fordi der stadigvæk, i hvert fald på det ideologiske plan, er et udpræget ønske om at kompostere gødningen. Desuden har det været fremført, at der kan sættes lighedstegn mellem afgasset gylle og kunstgødning, men i denne gennemgang ses der ikke nærmere på denne påstand eller effekterne ved brug af kunstgødning.

Argumenterne mod biogasproduktion er taget fra den debat for og imod biogasproduktion, der har været ført de seneste 15 år i "Vedvarende Energi og Miljø", "Dansk BioEnergi", "Global Økologi" og "Information". Det er ikke videnskabelige tidsskrifter, hvilket argumenterne også bærer præg af, og biogasmodstandernes argumenter skal heller ikke opfattes som dokumentation for de negative følger af biogasproduktion. Det bemærkelsesværdige er, at biogasmodstanderne har fremført deres argumenter i tidsskrifter om energi, miljø og samfund, mens der ikke er et eneste indlæg i avisen "Økologisk jordbrug", der henvender sig til økologiske jordbrugere, bortset fra et enkelt indlæg om fordele ved kompostering (Østergård, 1998).

Ved gennemgangen er problematikken omkring biogasproduktion opdelt i hovedpunkter: 6.1 Hensynet til jordens humusindhold, 6.2 Mineralsk kvælstof nedsætter plantesundheden og

---

<sup>9</sup> For at give et overblik over argumentationens forløb refereres biogasmodstanderne med følgende nummerering i teksten:

(1) Ejvind Beuse interviewer Troels Østergård i Vedvarende Energi 79/1986 (Beuse, 1986).

(2) Anders Borgen i Dansk BioEnergi 1991/3 (Borgen, 1991).

(3) Troels Østergård i Vedvarende energi og miljø 6/94 (Østergård, 1994).

(4) Troels Østergård i Global Økologi sept. 1995 (Østergård, 1995).

(5) (Eberhardt, 1995).

(6) Kirsten Blicher Friis i Dansk BioEnergi februar 1996 (Friis, 1996).

(7) Kirsten Blicher Friis i Dansk BioEnergi april 1996 (Friis, 1996b).

(8) (Østergård, 1999)

Anders Borgen (2) gennemgår de forhold ved biogasproduktion, som bekymrer økologiske jordbrugere, men han ser også fordele ved biogasproduktion.

fødevarernes ernæringsværdi, 6.3 Kompost medvirker til sygdomsbekæmpelse hos planterne, og 6.4 Andre aspekter. Hovedpunkt 6.1 behandles mest uddybende, da det har relation til det eksperiment, som er udført i tilknytning til projektet.

Hvert af hovedpunkterne (undtagen punkt 6.4) er behandlet i tre underpunkter: 1. *Biogasmodstandernes argumenter mod biogas*. Dette underpunkt præsenterer biogasmodstandernes argumenter og begrundelse for modstanden mod biogasproduktion, bl.a. med citater fra ovenstående tidsskrifter. De biologiske sammenhænge, der præsenteres i dette underpunkt, skal ikke opfattes som en del af rapportens videnskabelige indhold. 2. *Andet fra litteratur om økologisk jordbrug*, som belyser, hvad der er skrevet i litteratur om økologisk jordbrug med relevans for vurdering af det hensigtsmæssige i biogasproduktion. 3. *Almen diskussion - videnskabelig basis*, som punkt 2, men baseret på videnskabelig litteratur om almen jordbrugsforskning.

## 6.1 Hensynet til jordens humusindhold

### 6.1.1 Biogasmodstandernes argumenter mod biogas

En væsentlig anke mod biogasproduktion går på den negative indvirkning på jordens humusindhold. Således er en tilbagevendende argumentation: Når gylle forgasses, omdannes gyllens kulstofforbindelser til methan, hvorved der kun er lidt kulstof tilbage i det afgassede slam. Da kulstofforbindelserne er vigtige for dannelsen af humus bidrager afgasset gylle ikke til opbygning af jordens humusindhold. Mekanismen er blandt andet, at der bliver mindre tilbageførsel af energi til jordens organismer (3), (4) og (6). I øvrigt er kulstofindholdet i rå gylle så lavt, at det heller ikke opbygger jordens humusindhold (3).

Et andet forhold ved afgasset gylle er, at det koncentrerede indhold af lettilgængelige næringsstoffer (kvælstof) virker direkte nedbrydende på humusstofferne i jorden (2). Årsagen er, at de humusnedbrydende mikroorganismer er kvælstofbegrænset. Tilførsel af lettilgængelig kvælstof medfører derfor humusnedbrydning, hvilket frigiver yderligere kvælstof, hvorved humusnedbrydningen kan blive omfattende (5). Argumentet støtter sig til eksperimentelle data (Kudeyarov, 1992). Det skal tilføjes, at såvel kilden (5) som eksperimentet Kudeyarov (1992) benytter betegnelsen humus om let omsætteligt organisk materiale f.eks. i frisk biomasse.

Et andet aspekt er, at det frigivne letopløselige kvælstof giver risiko for kvælstoftab til omgivelserne, men at det også bliver tilgængeligt for planterne (5).

I modsætning til biogasproduktion dannes der humusstoffer under kompostering. Det sker endog bedre end ved omsætning af gylle i jorden (2). Kompost er desuden ikke tungt, så udbringning giver ikke køreskader på jorden. I modsætning hertil giver udbringning af afgasset gylle køreskader, fordi udbringningen bør ske tidligt på året, og når det er fugtigt for at minimere ammoniakfordampningen (2). Jordens kulstofindhold kan desuden forøges ved brug af staldgødning af den "gammeldags" halmblandede slags (3).

I det hele taget er ønsket om opretholdelse af jordens kulstofindhold tungtvejende i argumenterne mod biogasproduktion. Det skyldes, at en humusrig jord med en høj biologisk aktivitet er en forudsætning for høje udbytter i økologisk jord (3), (4) og (5). Mekanismerne forklares blandt andet ved, at planterne udsættes for mindre stress, så de er mindre modtagelige for sygdomsangreb (5). Desuden frigives CO<sub>2</sub> ved nedbrydning af jordens humus, og som tidligere nævnt, kvælstof, som forurener ved nedsivning (4).

### 6.1.2 Andet fra litteratur om økologisk jordbrug

Organisk materiale i jorden tilegnes en række vigtige funktioner, som det fremgår af en gennemgang af flere reviews (Hodges, 1991): Organisk materiale giver energi og næringsstoffer til jordens organismer, forbedrer jordens struktur og stabilitet og egenskaber overfor vand, mindsker tendensen til jorderosion, bidrager til opvarmning af jorden pga. humussens mørkebrune farve og forbedrer ionbytningsegenskaberne. Desuden indvirker organisk materiale positivt på plantevækst, hvilket tilegnes humus og interaktioner med jordens mikroorganismer. Endelig styrkes antiphytopatogene (plantesygdomsbekæmpende) egenskaber i jorden. Det fremhæves, at de ønskede forhold opnås med kompost fremstillet af gylle og planterester. Andetsteds afvises biogasproduktion på økologisk jordbrug, fordi det lave C/N-forhold i det færdige produkt giver et lille bidrag til langtidsopbygningen af organisk materiale i jorden (Lampkin, 1990).

### 6.1.3 Almen diskussion - videnskabelig basis

*Fordele ved organisk materiale i jorden:* De vigtige funktioner af kulstof og humus i jorden nævnes også i litteraturen for konventionelt jordbrug. Christensen og Johnston (1997) fremhæver f.eks. de store reserver af organisk bundne plantenæringsstoffer, som kan frigøres ved mineralisering, samt det organiske materials vigtighed for jordstrukturen, jorderosion og som overflade for binding af næringsstoffer. Af direkte relevans for jordens struktur har målinger vist, at opbygning af organisk materiale gav bedre porøsitet. Opbygningen var et resultat af anvendelse af husdyrgødning (Christensen og Johnston, 1997). Organisk materiale har desuden en betydelig direkte positiv effekt på afgrødeudbyttet, hvilket alternativt kan opfattes som at organisk materiale i jord ækvivalerer en betydelig kvælstofgødskning (Christensen og Johnston, 1997).

#### 6.1.3.1 Sammensætningen af afgasset og komposteret gødning

Afgasset gylle adskiller sig fra kompost ved at have et lavere tørstof- og kulstofindhold, et betydeligt indhold af mineralsk kvælstof og ved fravær af forskellige mikroorganismer og forbindelser med mulig gavnlig virkning i økologisk jordbrug. Specielt forskellen i tørstof- og kulstofindhold og kvælstofsammensætningen må forventes at have indflydelse på jordens kulstofindhold.

*Kulstoftab ved bioforgasning og kompostering:* Det har været fremført som argument mod biogasproduktion, at gødningen mister store mængder kulstof som biogas, men i litteratur om økologisk jordbrug oplyses dog også om tab af kulstof ved kompostering. Der ses da også kulstoftab i størrelsesordenen 26-62% ved milekompostering af sammenblandet gylle og halm (Atallah et al., 1995; Eghball et al., 1997; Bernal et al., 1998) og kulstoftab i størrelsesordenen 28-58% ved kompostering af inddampet gylle og blandet gylle og halm i luftgennemblæste reaktorer, jvnf. dette projekts eksperiment og Kirchmann og Witter (1992). Til sammenligning fjernes der 20-43% kulstof ved anaerob behandling af gylle, jvnf. dette projekts eksperiment og Kirchmann og Witter (1992). Almindeligvis afgår der mere kulstof ved behandling af svinegylle end kvæggylle, fordi det organiske materiale i gylle er mindre omsat, når det forlader svin end kvæg.

En væsentlig forskel ved udgangsmaterialerne for biogasproduktion og kompostering er, at biogasproduktion sker på gylle tilført små mængder tørstof i form af halm (og andet organisk affald), mens kompostering sker på basis af gylle tilført store mængder halm. Det store halmindhold er bevidst i økologisk jordbrug, da det giver energi til de mikroorganismer, som varetager komposteringen, og halmen forøger tørstofindholdet i den færdige kompost, der har funktion som jordforbedringsmiddel ligeså meget som gødning. Halmens omsætning under kompostering medfører dog også tab af store mængder kulstof fra det økologiske

kredsløb. Dette projekts eksperiment viser således kulstofstab på 37% og 48% fra elefantgræs, som komposteres med henholdsvis svine- og kvæggylle, og 95% af kulstoffabet hidrørte fra elefantgræs. På økologisk jordbrug med biogasproduktion vil der kun ske biogasproduktion fra den del af husdyrgødningen, som opsamles som gylle, hvilket angiveligt vil være cirka 50% afhængig af staldsystemet. Den øvrige del af gyllen må forventes at blive sammenblandet med halm i dybstrøelse, hvorfra 10-20% kulstof omsættes, alt afhængig af dybstrøelsens håndtering (Sommer og Dahl, 1999; Poulsen og Kristensen, 1997). Dette kulstofstab er mindre end ved kompostering, og dybstrøelsen udgør et væsentligt bidrag af organisk materiale til jorden, som også må tages i betragtning ved sammenligning af landbrugssystemer med henholdsvis biogasproduktion og kompostering. Bidraget til jordens kulstofindhold vil dog være mindre, hvis dybstrøelsen indgår i bioforgasses, men i den situation vil dybstrøelsens struktur og indvirkning i øvrigt ændres væsentligt.

*Gødningernes tørstofsammensætning:* Tørstoffet i rå gylle udgøres af 40-50% fibre og mindre mængder kortkædede fedtsyrer (VFA) og andet letomsætteligt kulstof. Fibrene består af lignocellulose, som er opbygget af en kerne af holocellulose (cellulose og hemicellulose) som udgør 63-78% af lignocellulosen. Desuden består lignocellulosen af 15-38% svært-nedbrydeligt lignin, som fastholder og omkranser holocellulosen. Tre faktorer gør lignocellulose særdeles modstandsdygtigt mod biologisk nedbrydning, nemlig at cellulosen forefindes i krystallinsk form, at lignin fysisk dækker holocellulosen, samt at lignin danner kemiske bindinger med holocellulosen, som kun vanskeligt kan nedbrydes. Nedbrydningen af fibre foregår vanskeligere under anaerobe forhold end under aerobe (Ahring et al., 1998; Angelidaki et al., 1998), blandt andet på grund af tilstedeværelsen af ligninnedbrydende svampe under kompostering (Poincelot, 1975). Under komposteringen dannes desuden humusstoffer (Inbar et al., 1990; Gray og Biddlestone, 1981; Poincelot, 1975). Dette sker ikke under anaerob behandling, som tværtimod medfører et lille indhold af letomsætteligt organisk materiale i form af VFA og alkoholer i det afgassede gylle (Kirchmann og Lundvall, 1993).

Som resultat af ovenstående er tørstoffet i færdig kompost mindre tilgængelig for videre omsætning i jorden end tørstoffet i afgasset gylle. For begge gødninger er pH forøget med cirka en enhed i forhold til rå gylle. pH-stigningen for kompost betragtes som en fordel i økologisk jordbrug, da behovet for kalkning af jorden dermed nedsættes.

*Gødningernes kvælstofsammensætning:* Både under bioforgasning og under kompostering frigøres organisk bundet kvælstof som mineralsk kvælstof ved omsætningen af organisk materiale. I afgasset gylle findes 1/2-2/3 af kvælstoffet som mineralsk kvælstof, men det totale kvælstofindhold ændres ikke under bioforgasning. Under komposteringen indbygges dele af det mineralske kvælstof i mikrobiel biomasse, så kvælstof i færdig kompost er organisk bundet, men op til halvdelen af kvælstoffet kan tabes under komposteringen som ammoniak (Kirchmann og Witter, 1992). Derved indebærer kompostering et væsentligt kvælstofstab fra gødningen og er en kilde til forurening af miljøet. Afgasset gylle kan give anledning til kvælstofstab under og efter udbringning i form af ammoniakfordampning, men dette kan næsten undgås ved at foretage udbringningen med slæbeslanger i vindstille vejr umiddelbart før såning i foråret eller til voksende afgrøder. Specielt er det en fordel, hvis jordens vandindhold er under markkapacitet (Ørtenblad et al., 1995).

#### 6.1.3.2 Processer i jorden

*Totale kulstofstab ved forskellige gyllebehandlinger:* Spørgsmålet om bioforgasning eller kompostering bevarer mest kulstof i det økologiske kredsløb kan ikke besvares ved kun at se på, hvor meget kulstof der er bevaret efter behandlingerne, men må også inddrage det afgassede gylle respektive kompostens indvirkning på kulstofopbygningen i jorden. En måde



hvorpå man kan beregne, hvor meget af gyllens kulstof, der genfindes i jorden, er ved at opstille totale kulstofbalancer for henholdsvis bioforgasningen, komposteringen og omsætningen af afgasset gylle og kompost i jorden, jvnf. dette projekts eksperiment og Kirchmann og Bernal (1997). Dette projekts eksperiment betragtede den totale kulstofbalance for biogasproduktion eller kompostering og efterfølgende 14 måneders omsætning af det behandlede gødning i inkuberede jordprøver uden plantevækst. Biogasproduktion på basis af kvæggylle bevarede væsentlig mindre kulstof i det totale forløb, end hvis kvæggyllen indgik i kompost. Størst var kulstofbevarelsen ved nedmuldning uden forudgående biogasproduktion eller kompostering. Den totale kulstofbalance for kompostering var væsentligt reduceret, når elefantgræs indgik i kulstofbalancen, idet elefantgræs bidrog til størstedelen af kulstoftabet ved kompostering. For svinegylle bevarede der mere kulstof ved forudgående kompostering, end ved nedmuldning af rå gylle. Undersøgelsen er nærmere beskrevet i sidste del af denne rapport. Kirchmann og Bernal (1997) opstillede lignende totale kulstofbalancer, men med simplificeret kompostering og anaerob behandling, og behandlingerne forløb over kortere tidsrum. De fandt størst kulstoftab ved anaerob behandling af gylle, mindst tab ved aerob behandling, og medium tab ved nedmuldning af rå gylle uden foregående behandling.

*Dannelsen af humus og aggregater:* Relativt vanskeligt omsætteligt kulstof i jorden opfattes almindeligvis som bestående af humus, der omfatter huminsyre, fulvinsyre og forskellige huminer (Stevenson, 1994), samt kulstof som er beskyttet mod nedbrydning ved at være indeholdt i aggregater (Angers and Chenu, 1997).

Dannelsesmekanismen for humus er omgærdet med uvished, men en gængs forklaring bygger på fire teorier, som gælder alt efter forholdene (Stevenson, 1994). Fælles for teorierne er, at de involverer mikrobiel omsætning, idet (i) lignin-teorien og (ii) polyphenol-lignin-teorien bygger på mikrobiel omsætning af lignin, (iii) polyphenol-nonlignin-teorien bygger på mikrobiel omsætning af ikke-lignin, f.eks. cellulose og materiale fra døde mikroorganismer, mens (iiii) sukker-amin-kondensationsteorien bygger på sukkerstoffer og aminosyrer som restprodukter af mikrobiel omsætning. Med disse teorier må organisk materiale fra plantester, rå husdyrgødning og bioafgasset gylle alle anses for at være et velegnet udgangsmateriale for humusdannelse.

Også for aggregatdannelsen er det nødvendigt, at jorden tilføres organisk materiale, som dels indlejres i aggregater, dels giver den for aggregatdannelsen nødvendige mikrobielle aktivitet (Waters and Oades, 1991; Angers and Chenu, 1997; Golchin et al. 1994).

At størstedelen af jordens organiske materiale er slutproduktet efter mikrobiel omsætning indikeres af en undersøgelse, hvor indholdet af organiske materiale i jorden mindskedes efter samme kurve efter stop for tilførsel af organisk materiale, uafhængig af typen af tilført organisk materiale (Christensen og Johnston, 1997).

Før kilderne til organisk materiale diskuteres nærmere, vil problematikken om mineralsk kvælstofs humusnedbrydende virkning blive behandlet.

*Humusnedbrydning ved tilførsel af mineralsk kvælstof:* Ved et større review fandt Fog (1988) ikke, at tilførsel af mineralsk kvælstof til jord medfører nedbrydning af humus, men dog af let omsætteligt organisk materiale. Tilførsel af mineralsk kvælstof kan dog mindske humusdannelsen og øge dannelsen af svært nedbrydelige og vandopløselige komplekser mellem nedbrydningsprodukter og amino-grupper. Den sidstnævnte proces anses dog som en del af humusdannelsesmekanismen ifølge Stevenson (1994), idet den svarer til sukker-amin-kondensationsteorien. Nogen omsætning af jordens kulstofindhold kan være gavnlig for aggregatdannelsen. I hvert fald styrkes aggregater ved gentagen nedbrydning og opbygning (Golchin et al., 1997). Det fordrer dog tilgang af mikrobielt nedbrydeligt organisk materiale.

Bernal og Kirchmann (1992) og Kirchman og Lundvall (1993) fandt i lighed med andres tidligere observationer, at en stor del af mineralsk kvælstof indeholdt i anaerobt behandlet gylle blev immobiliseret efter sammenblanding med jord, hvilket begrundes med indholdet af let-omsættelig kulstof. I lighed med tidligere observationer fandt de, at det immobiliserede kvælstof først blev frigjort ved mineralisering og nitrificeret efter fuldkommen omsætning af det let-omsættelige kulstof, hvilket typisk sker indenfor 4 dage efter tilførsel til jorden. Mineraliseringen medførte frigivelse af større mængder CO<sub>2</sub>-kulstof end tilført med det anaerobt behandlede gylle, hvilket blev forklaret som en priming effekt.

*Kilder til opbygning af jordens kulstofindhold:* Forskellige af de forhold, som påvirker jordens kulstofindhold fremgår af et forsøg udført på Lundgård- og Askov-jorde, og resultaterne herfra vil derfor være udgangspunkt for den videre diskussion. De anvendte resultater er baseret på Christensen et al. (1996), som har sammenfattet resultaterne fra Larsen og Kjellerup (1989) med upublicerede resultater:

Lundgård-jorden er en JB1 (grovsandet jord) med 1,5% kulstof-indhold ved forsøgsstart. Askov-jorden er en JB5 (grov sandblandet lerjord) med start-C indhold på 2,7%. Sædskiftet på begge jorde var roer (majs på JB1), byg, rajgræs og byg. Til begge jorde blev der årligt i 12 år tilført 25, 50 og 100 t per ha af enten kvæggylle med 7% tørstof eller fast kvæggødning med 23% tørstof. Som reference blev der tilført handelsgødning uden husdyrgødning. Resultatet fremgår af Tabel 6.1.

Tabel 6.1: Virkning af forskellig tilførsel af kvæggødning på jorde med forskellig bonitet og kulstof-indhold ved forsøgsstart. 12 års tilførsel.

Friskvægt/ha/år	Lundgård (JB1) 1,5% start-C		Askov (JB5) 2,7% start-C	
	Gylle	Fast gødning	Gylle	Fast gødning
25 t husdyrgødning	1,53	1,55	2,26	2,37
50 t husdyrgødning	1,59	1,69	2,30	2,53
100 t husdyrgødning	1,60	1,98	2,39	2,74
Handelsgødning		1,45		2,21

Enhed: % C i 0-25 cm. Kilde: Christensen et al. (1996).

Det ses, at det lave kulstofindhold i JB1-jorden næsten kunne opretholdes med handelsgødning, men at der skulle tilføres store mængder tørstof for at forøge kulstofindholdet. Omvendt kunne det høje kulstofindhold i JB5-jorden kun opretholdes ved tilførsel af store mængder tørstof. Til gengæld er kilden til tørstof på JB5-jorden mindre betydningsfuld. Således medførte ens mængder tørstof fra 25 t fast gødning eller 100 t gylle samme (mindskede) kulstofindhold i jorden. For begge jorde ses det, at kun brug af fast gødning gav mulighed for at udbringe tilstrækkelige mængder tørstof til at forøge tørstofindholdet. Der må tages forbehold mod at overføre denne erfaring til systemer med afgasset gylle og kompost på grund af den forskellige sammensætning af gødningstyperne.

Det er det ønskede kulstofindhold i forhold til jordens kulstofindhold ved ligevægtstilstand, som bestemmer behovet for tørstoftilførsel. Omsætningen af organisk materiale i jorden vil nemlig øges, når kulstofindholdet er over ligevægtsindholdet, hvormed tilførslen ligeledes må forøges. Jordens kulstofindhold ved ligevægtstilstand er dels bestemt af afgrødevalget og jordbehandlingen, men også af jordens mineralske sammensætning. Jo større andel silt og ler, desto højere er kulstofindholdet ved ligevægt, da ler og silt er forudsætning for, at mikrobielle nedbrydningsprodukter kan indlejres i jordaggregater (Christensen and Johnston, 1997). I praksis ses det af ovenstående eksempel, hvor JB1-jorden generelt har mindre

kulstofindhold end JB5-jorden. Ved større andel sand kan kulstof kun indlejres som ustabil materiale mellem sandpartiklerne. På sandrige jorde er der således behov for løbende stor tilførsel af organisk materiale, hvis kulstofindholdet skal opretholdes, hvilket må ske i form af dybstrøelse, fast gødning, kompost eller planterester.

En anden undersøgelse sammenlignede blandt andet kulstofopbygningen ved anvendelse af fire forskellige gødningstyper: (1) rå fast husdyrgødning, (2) komposteret blanding af fast husdyrgødning og plante-rester, (3) spildevandsslam bestående af en blanding af tørret og udrådnat slam, samt (4) en kompost af denne blanding med halm iblandet. Det organiske materiale havde altså lighed med komposteret og bioafgasset gylle. Der blev tilført 75 t og 150 t frisk vægt per hektar hvert andet år af hver af gødningerne (enkelt og dobbelt gødningstilførsel). Forsøget foregik med dyrkning af grøntsager i 2-års sædskifte i Woburn i England, på en jord magen til JB5-jorden i Askov dog med initielt 0,87% kulstof. Jordens kulstofindhold blev bestemt efter 9 og 18 års gødningstilførsel (Johnston, 1975). Eksperimentet gav anledning til resultaterne i Tabel 6.2.

Tabel 6.2: Woburn Market Garden eksperimentet, med start i 1942. Den samlede tilførsel af organisk materiale (OM) efter 9 og 18 år og angivelse af forøgelsen i jordens kulstofindhold (absolut stigning, fratrullet kontroljord). Desuden angivelse af, hvor stor andel af det tilførte kulstof der er bevaret i jorden. Kilden angiver dette som bevaret organisk materiale, men tillader direkte omregning til andel bevaret kulstof.

	fast husdyrgødning		komposteret husdyrgødning og planterester		delvis udrådnat spildevandsslam		komposteret spildevandsslam	
	enkelt	dobbelt	enkelt	dobbelt	enkelt	dobbelt	enkelt	dobbelt
<b>9 års gødningstilførsel</b>								
Total OM-tilførsel t/ha <sup>1</sup>	50,2	100,4	39,5	79,0	70,6	141,3	49,5	99,0
C- stigning i jord (%)	0,37	0,75	0,47	0,71	0,74	1,30	0,60	0,99
% tilført kulstof bevaret i jorden <sup>2</sup>	43,6	44,2	70,4	53,2	62	54,5	71,7	59,2
		43,9		61,8		58,2		65,4
<b>18 års gødningstilførsel</b>								
Total OM-tilførsel t/ha <sup>1</sup>	102,2	204,4	94,9	189,8	165,5	331,1	118,2	236,5
C- stigning i jord (%)	0,50	1,09	0,71	0,97	0,97	1,84	0,87	1,46
% tilført kulstof bevaret i jorden <sup>2</sup>	29,0	31,8	46,8	32,0	36,6	34,8	46,1	38,6
		30,3		39,4		35,7		42,4

<sup>1</sup> Organisk materiale er VS (volatile solids), dvs. tørstof eksklusiv aske. <sup>2</sup> Gennemsnit af enkelt og dobbelt gødningstilførsel. Kilde: Johnston (1975).

Det ses, at 9 års tilførsel af 70 t organisk materiale som delvis udrådnat spildevandsslam gav samme stigning i jordens kulstofindhold som tilførsel af 100 t organisk materiale som fast husdyrgødning. Dette blev forklaret med, at spildevandsslammet var mere omsat end det faste husdyrgødning før nedmuldning. Af tabellen ses også, hvor stor en andel af det tilførte kulstof der gav kulstofopbygning i jorden. Spildevandsslammet gav ligeså stor kulstofopbygning som komposteret husdyrgødning og planterester, hvilket også tilskrives omfanget af omsætning før nedmuldning. Fast husdyrgødning gav mindst kulstofopbygning. Kulstofindholdet i kontrol-jorden steg i øvrigt 0,08% og 0,16% efter 9 og 18 år, alene ved gødskning med handelsgødning.

Selvom gødningerne indgår i et kompliceret samspil, hvor opbygningen af jordens kulstof også påvirkes af andre egenskaber ved gødningerne, må omsætningsgraden før nedmuldning tilskrives væsentlig betydning. Den forudgående omsætning må derfor medregnes ved opstilling af komplette regnskaber for gødningernes kulstofopbyggende egenskab, jævnfør det eksperiment, som er tilknyttet dette projekt.

*Kulstoftilførsel med planteafsæt:* Selvom tilførsel af organisk materiale fra planterne ikke direkte har relation til sammenligning af afgasset gylle og kompost, er det alligevel relevant at tage i betragtning. Det skyldes for det første, at plantemateriale er en væsentlig kilde til organisk materiale, og for det andet, at gødningstilførslen har indflydelse på plantevæksten og dermed på mængden af planteafsat materiale. Således sås et større planteudbytte og en større forøgelse af organisk materiale i jorden ved gødskning med anaerobt behandlet gylle i forhold til aerobt behandlet gylle eller blandet aerobt og anaerobt behandlet gylle i et forsøg gennemført af Rauhe og Hesse (Rauhe og Hesse, 1960), som citeres i Kirchmann og Bernal (1997). Alene gennem rodafsættet tilføres jorden 20 til 40% af den totale tørstofproduktion i en-årige afgrøder (Jensen og Christensen, 1993; Paustian et al., 1997). Derudover har det betydning, hvor stor en del af overflade-planteresterne der nedmuldes. Et forsøg på en fin lerblandet sandjord med kornafgrøder, et relativt højt kulstofindhold på 3% og gødning med kunstgødning viste således, at jordens kulstofindhold faldt 23% når stubbe og blade blev nedmuldet, men ”kun” 9% hvis også halm blev nedmuldet (Christensen og Johnston, 1997).

*Afrunding:* Som denne diskussion har vist, sker der isoleret set mindre opbygning af jordens kulstofindhold ved tilførsel af bioafgasset gylle end ved tilførsel af kompost. Det kan skyldes forskellige egenskaber ved henholdsvis afgasset gylle og kompost, men primært må det tilskrives et højt indhold af svært nedbrydeligt organisk materiale i kompost opnået ved tilførslen af store mængder halm. Formodentlig er det graden af omsætning før nedmuldning, der bestemmer den kulstofopbyggende effekt af organisk tørstof, snarere end dets oprindelse.

Indholdet af mineralsk kvælstof i afgasset gylle virker næppe nedbrydende på jordens humusindhold, men kan fremme mikrobiel omsætning af letomsætteligt kulstof. Opbygningen af humus hæmmes dog af mineralsk kvælstof. Gødskning med afgasset gylle kan give bedre udnyttelse af gyllens kvælstofindhold til plantevækst ved hensigtsmæssig håndtering af det afgassede gylle. Det skyldes, at der ikke er tab af kvælstof ved bioforgasning, som ved kompostering, og at kvælstoftilførslen til planterne kan styres mere præcist. Det er dog tvivlsomt, om øget kulstoftilførsel grundet øget plantevækst har en ligeså stor kulstofopbyggende effekt som direkte tilførsel af kulstofrig gødning. Christensen (1996) foreslår da også, at godt håndteret, halmrig staldgødning virker mere kulstofopbyggende end afgasset gødning eller halmfattig gylle.

## 6.2 Mineralsk kvælstof nedsætter plantesundheden og fødevarernes ernæringsværdi

### 6.2.1 Biogasmodstandernes argumenter mod biogas

En anden væsentlig anke mod afgasset gylle går på, at det høje indhold af mineralsk kvælstof indvirker negativt på miljøet, plantesundheden og fødevarerekvaliteten.

Da uorganiske (mineralske) kvælstofforbindelser er let opløselige i vand giver gødskning med afgasset gylle større kvælstofudslivning til miljøet end gødning med et mindre indhold af uorganiske kvælstofforbindelser, f.eks. kompost (4). Afgasset gylle kan have en lavere gødningsværdi end staldgødning, fordi det større indhold af flygtige kvælstofforbindelser

giver større risiko for fordampningstab. Det afhænger dog af udbringningstidspunkt og -metode (1).

Fra et økologisk synspunkt er gødskning med traditionel kvælstofgødning (kunstgødning) eller afgasset gylle et fedt. Begge er hurtigt virkende gødning, hvilket er uhensigtsmæssigt for planterne (1). Også andetsteds peges der på ligheden mellem afgasset gylle og kunstgødning grundet indholdet af letopløselige kvælstofforbindelser (4). Med denne holdning vil mange af de argumenter, der anvendes mod kunstgødning også gælde mod afgasset gylle.

De fleste argumenter omkring mineralsk kvælstof bygger dog på, at gødning med mineralsk kvælstof giver et højt nitratinhold i jorden, og at dette medfører et højt indhold af nitrat i plantesaften (1) og (2). I modsætning dertil giver kompost et lavt nitratinhold i plantesaften. En række argumenter er afledt af plantesaftens nitratinhold, hvoraf det vigtigste knytter sig til modtageligheden overfor insekt- og sygdomsangreb (2), idet det er velkendt, at letopløselige kvælstofforbindelser øger planternes modtagelighed for sygdomme og skadedyr (4). Mekanismerne forklares eksempelvis ved, at overskud af lettilgængeligt kvælstof i plantesaften øger væksten af plantevæv, hvorved planten undlader at bruge kulstof på dannelse af såkaldte sekundære stoffer (4), som blandt andet omfatter de gavnlige phenoler (5). Tilstedeværelsen af phenoler er betinget af lavt kvælstofindhold (4). Mindre dannelse af sekundære stoffer forringer desuden afgrødernes fødevarekvalitet, idet sekundære stoffer giver afgrøden smag, farve og sundhed. Med til gruppen af sekundære stoffer hører vitaminerne og forskellige andre stoffer, der formentlig er sundhedsbefordrende. Gødes økologiske grøntsager med gylle, kan de let komme til at mangle sekundære stoffer og derfor smage af lige så lidt som konventionelt dyrkede (4). Nitrat er desuden mistænkt for at kunne indgå i dannelsen af sundhedsskadelige nitrosaminer (5).

Tilførsel af kompost virker som føde til jordens mikroorganismer. Gennem den mikrobielle omsætning i jorden stilles næringsstofferne efterfølgende til rådighed til planterne efter planternes behov (1), (2). Ved brug af kompost opbygges en "kvælstof-bank" i jorden (1).

### 6.2.2 Andet fra litteratur om økologisk jordbrug

Ved overgødskning med kvælstof opstår en situation, som almindeligvis betegnes luksusoptag. En bekymring indenfor økologisk jordbrug i relation til luksusoptag knytter sig til planternes beskyttelse mod skadevoldere, hvilket er fremhævet af Chaboussou (1977): Hvis en plante er stresset, f.eks. mangler energi (kulstof), hæmmes dannelsen af proteiner, og der sker en ophobning af aminosyrer og andre nitrogen-komplekser i plantesaften. Dette tiltrækker skadevoldere, især svampe og stikkende insekter som bladlus, tæger og trips (Østergård, 1998). Gødskning med kompost fungerer mod sygdoms- og insektangreb fordi (Østergård, 1998): (i) Der undgås for højt indhold af let tilgængelig næring (kvælstof) i jorden. (ii) Kompost er god næring for jordbundens mikroorganismer, hvis aktivitet medvirker til at forsyne planterne med mikronæringsstoffer (=co-enzym), som er vigtige for proteinsyntesen. (iii) Kompost forøger jordens vandkapacitet og forbedrer jordstrukturen, hvilket reducerer stress hos planterne.

### 6.2.3 Almen diskussion - videnskabelig basis

Nødvendigheden af en næringsfattig jord for dannelse af polyphenoler, samt den gavnlige effekt af polyphenoler på planternes sygdomsbeskyttelse fremgår også af Swift et al. (1979), hvori en samlet konklusion om polyphenoler på basis af andres studier angiver at: (i) Polyphenoler produceres i størst diversitet og i de største mængder i planter på sur, næringsfattig jord. (ii) Den primære virkning er dannelsen af resistente komplekser sammen med proteiner, og (iii) disse komplekser er mere resistente ved dannelse på sur næringsfattig jord, end hvor

pH og næringsindholdet er højt. (iiii) Polyphenoler virker også som inhibitorer på svampe- og dyreaktivitet.

Kvælstoftilførsel kan almindeligvis øge plantevæksten, men der kan opstå en situation med luksusoptag af kvælstof, fordi de øvrige nødvendige stoffer ikke optages lige så hurtigt som kvælstof (Nielsen, 1990). Under sådanne forhold er resultatet, at bladene vokser med tynde cellevægge, og denne forringelse af bladenes fysiske styrke giver større risiko for insektangreb og sårbarhed ved tørke (Wild, 1988). Et højt kvælstofindhold i plantesaften kan desuden være årsag til øget modtagelighed over insekter (Vereijken, 1979; Jansson og Smilowitz, 1986) og svampe (Jensen og Munk, 1997). Planterne kan dog også svækkes af kvælstofunderskud, som under alle omstændigheder er årsag til reduceret afgrødeudbytte. Det vigtigste er derfor at tildele en balanceret ernæring, som dog ofte er en balance mellem tilfredsstillende afgrødeudbytter og risikoen for insekt- og svampeangreb. Risikoen for insektangreb er i øvrigt relativt beskeden i Danmark i forhold til Europas sydlige breddegrader (Nielsen, 2000)<sup>10</sup>.

Håndteringen (udbringningsmåde, tidspunkt, på hvilke afgrøder etc.) af det afgassede gylle har stor betydning i relation til det omgivende miljø og kvælstofudnyttelsen. Dette gælder også i forhold til kvælstoffiksering, hvor tilførsel af mineralsk kvælstof i korrekt mængde kan fremme væksten af de rhizobium-bærende planter i den tidlige vækst (Streeter, 1988).

## 6.3 Kompost medvirker til sygdomsbekæmpelse hos planterne

### 6.3.1 Biogasmodstandernes argumenter mod biogas

Argumentet, at indholdet af mineralsk kvælstof i afgasset gylle medfører færre sekundære stoffer i planten og dermed et svagere sygdomsforsvar, er allerede nævnt. Derudover indeholder afgasset gylle stofskifteprodukter fra biogasproduktionen, som hæmmer planternes spiring og vækst. Samtidig indeholder det ingen gavnlige mikroorganismer (2).

Med hensyn til at undgå plantesygdomme er det dog primært fordele ved at kompostere gylle, snarere end ulemper ved at afgasse, der fremhæves i debatten om biogasproduktion. Således har kompost en antiphytopatogen virkning, fordi der udvikles en mikroflora under kompostering, som er til gavn mod plantesygdomme, bl.a. mycoparasitter af slægten *Trichoderma*. Mikroorganismene producerer antibiotiske stoffer (2), (4), (5). Ved brug af kompost opbygges et antiphytopatogent potentiale i jorden, hvilket er en god del af forklaringen på, at man i økologisk jordbrug ikke har noget særligt behov for at benytte sprøjtemidler mod plantesygdomme og skadedyr (4). Desuden begrænses forekomsten af sygdomsorganismer på grund af konkurrence fra andre mikroorganismer, idet de store mængder organisk materiale, der tilføres jorden ved gødning med kompost eller husdyrgødning, er substrat for et divers mikrobielt liv (5).

### 6.3.2 Andet fra litteratur om økologisk jordbrug

Den antiphytopatogene virkning af kompost sås i et eksperiment refereret i Lampkin (1990), hvor *Pythium* infektion i rødbeder, ærter og bønner blev reduceret fra 80% til 20% ved brug af kompost. Et andet eksperiment viste, at sterilisation af komposten inden udbringning ikke gav samme antiphytopatogene virkning som ikke-steriliseret kompost. Det synes derfor sandsynligt, at mikroorganismer i komposten giver den antiphytopatogene virkning. Udover de

---

<sup>10</sup> Danske økologiske jordbrugeres frygt for insektangreb skyldes måske erfaringsoverførsel fra tysk økologisk jordbrug, snarere end hjemlige erfaringer.

nævnte mekanismer for plantebeskyttelse, konkurrence om føde og udskillelse af antibiotika, fremmer kompost mikroorganismer i jorden, som beskytter planternes rødder ved at danne et skjold om dem, mens andre styrker planterne ved at producere væksthæmmende stoffer (Østergård, 1991). Vigtigheden af de plantevæksthæmmende bakterier i rhizosfæren fremhæves også i Pankhurst og Lynch (1995). Komposteringens hygiejniserende virkning fremhæves ofte som en fordel til at stoppe spredning af husdyrsygdomme og ukrudtskim. En lignende positiv effekt af bioforgasning er omtalt i Köttner (1998).

Generelt bør det tilstræbes, at jorden tilføres organisk gødning, som aktiverer hele nedbrydningskæden, fra større dyr til mikroorganismer, idet alle nedbrydningskædens organismer medvirker til jordens frugtbarhed. Planterne skal ikke tilføres næring direkte for hermed kommer nedbryderorganismene til at undvære føde (Østergård, 1991). Aktiviteten af nedbrydningskædens sidste led, mikroorganismerne, er undersøgt ved måling af enzymaktiviteten på tre langtidsforsøgsområder som blev dyrket organisk (Mäder et al., 1996). Jorde, som modtog komposteret gylle havde cirka 10% større enzymaktivitet end jorde, som modtog en blanding af rå eller svagt udrådneth gylle. Begrebet "udrådneth gylle" anvendes ofte uden nærmere specifikation.

Desværre er der ikke udført forsøg, som muliggør en sammenligning af virkningen af gødning med kompost og bioafgasset gylle på økologiske jordbrug.

### 6.3.3 Almen diskussion - videnskabelig basis

Overfor ønsket om at fremme en antiphytopatogen virkning og en divers mikrobiel sammensætning i jorden er indvirkningen fra afgasset gylle mere kompleks. Ganske vist indeholder afgasset gylle mindre mængder organisk materiale end kompost, og kan derfor have et mindre fødeindhold for jordens organismer, men ved større plantevækst med afgasset gylle opnås mere planteafledt letomsætteligt organisk materiale, hvilket bidrager til fødegrundlaget for jordens organismer.

Svampen *Trichoderma viride*, som er nævnt af biogasmodstanderne i relation til kompost, udskiller antibiotika, der inhiberer saprophyter og plantepatogener. Mikroorganismer, der udskiller antibiotika i konkurrencen mod andre mikroorganismer, er dog almindeligt forekommende i jorden. Laboratorieundersøgelser har således vist, at mindst halvdelen af svampe og actinomyceter producerer antibiotika under passende omstændigheder, mens andelen er lidt mindre for bakterier. Da antibiotika produceres i forbindelse med mikrobiel vækst, er et passende fødegrundlag en forudsætning for produktion af antibiotika (Wild, 1988).

## 6.4 Andre aspekter

### 6.4.1 Regnorme

Regnorme fremhæves som vigtige for jordens tekstur og omsætningen af organisk stof. Blandt andet indeholder jord en øget mængde humusaggregater efter passage gennem regnormen (5). Nogle regnorme, f.eks. *Lumbricus terrestris*, bringer organisk materiale ned i jorden fra jordoverfladen, men generelt bidrager regnorme med at blande materialerne i jorden. Desuden laver de kanaler (makroporer), hvis vægge styrkes med deres slim. Kanalerne fungerer som luftkanaler, vanddræn, og passager for andre insekter og planterødder. I regnormenes tarme bliver organisk materiale grundigt blandet med ler og stabiliseret af sukkerstoffer og calcium-ioner. De resulterende aggregaters næringsindhold er ideelt for planterøddernes vækst og som føde for andre organismer (Lampkin, 1990).

Gødningens indvirkning på regnorme omtales kun få steder i litteraturen om økologisk jordbrug. Suhr et al. (1997) beretter, at der på marker gødet med gylle er fundet reducerede forekomster af regnorme, og skønner at det skyldes, at gyllen tilstopper regnormenes gange.

Udenfor den økologiske litteratur er regnorme beskrevet af Edwards og Lofty (1982). De beskriver, hvordan forskellige undersøgelser har vist en skadelig indvirkning på regnorme fra gødning med ammoniumsulfat. Det samme fænomen observerede Edwards og Lofty ikke selv. Tværtimod fandt de, at regnormepopulationen forøgedes med større kvælstoftilførsel af forskellig slags. Det gjaldt både for mineralsk kvælstof og for staldgødning. Anvendelse af staldgødning gav væsentlig større populationer end anvendelse af mineralsk kvælstof, men samtidig anvendelse af staldgødning og mineralsk kvælstof gav størst populationer. Større kulstofindhold i jorden viste sig at give større regnormepopulationer, så gødning med mineralsk kvælstof var antaget at forøge regnormeantallet ved at give større mængder planteafledt organisk materiale gennem forøget plantevækst. De registrerede fald i regnormepopulationer i andre undersøgelser forklarer Edwards og Lofty med afvigelser i forsuring af jorden, idet regnorme er pH-sensitive. Nogle gødninger forsurer jorden f.eks. urea-gødning.

#### **6.4.2 Produktion af gylle og dybstrøelse**

Som tidligere nævnt medfører implementering af biogasproduktion på økologisk jordbrug ikke kun produktion af afgasset gylle, men efterlader også en del gødning som dybstrøelse, der kan udbringes direkte på jorden eller komposteres eller bioafgasses før udbringning. Samtidig betyder dette, at kun en begrænset del af gødningen vil blive tilført jorden som mineralsk kvælstof fra afgasset gylle. En ligelig fordeling af kvælstof mellem gylle og dybstrøelse kan antages fra Poulsen og Kristensen (1997), men den relative fordeling kan variere betydeligt, afhængig af forholdene på den enkelte bedrift.

#### **6.4.3 Let-tilgængelig næring fra afgasset gylle**

En stor fordel ved afgasset gylle er, at det giver mulighed for præcis kvælstofdosing, hvilket ikke medtages i biogasmønsternes diskussion. Dosing med let-tilgængelig kvælstof praktiseres allerede i økologisk jordbrug med brugen af ajle i planternes tidlige vækstperiode for at undgå beskadigelser af afgrødeplanterne som følge af kvælstofmangel (startgødning). Her kan afgasset gylle benyttes som alternativ til ajle. Den specielle risiko for kvælstofmangel i foråret skyldes reduceret mineraliseringshastighed på grund af lav jordtemperatur og eventuel kvælstofudvaskning i løbet af vinteren. Har jorden været tilført materiale med et højt C/N-forhold, f.eks. halm eller umodnet kompost, kan der desuden ske kvælstof-immobilisering (Swift et al., 1979). Også i det tilfælde kan det være en fordel at tilføre mineralsk kvælstof.

Hurtig tilvækst i afgrødernes tidlige vækstperiode giver mulighed for et hurtigt blad-dække, hvilket prioriteres højt i økologisk jordbrug (Østergård, 1991). Fordelene er (i) større konkurrencedygtighed overfor ukrudt, og (ii) større beskyttelse af jordbunden mod slagregn, hvilket ellers bidrager til knusning af aggregater med efterfølgende nedvaskning af jordpartikler. Desuden betyder et større bladareal, at (iii) mere solindfald opfanges, så en større energimængde kan overføres til mikroorganismernes aktiviteter i jorden gennem øget rodmasse og udskillelse af rod-exudater. Det er specielt en vigtig energikilde for de mikroorganismer, som lever i symbiose med planten, f.eks. Mycorrhizae-svampen, som bringer fosfor til planten, samt for Rhizobium som får kulstof direkte fra planten.

I det følgende præsenteres tilfælde, hvor gødskning med afgasset gylle er gavnlig, idet anbefalingerne fra LØJ (1997) er gennemgået, og steder, hvor der anbefales brug af ajle eller gylle, er fremdraget.



Af kvægfoderafgrøder har foderroer et kvælstofbehov, der kan dækkes af afgasset gylle. Helsæd bestående af byg og ærter kan tildeles afgasset gylle i mængder, som afpasses ærteandelen. Afgasset gylle kan også anvendes på afgræsningsmarker og slætmarker.

Grøntsager får dækket noget eller hele kvælstofbehovet gennem forfrugtværdien fra ærter eller kløvergræs, men ved yderligere kvælstofbehov kan det dækkes af afgasset gylle. Det gælder for både hvidkål, spiseløg og gulerødder. I andet og tredje året efter omlægning af en kvælstoffikserende afgrøde kan kvælstofmanglen blive mere udtalt på grund af utilstrækkelig frigivelse af kvælstof fra mineralisering af organisk bundet kvælstof. For kartofler er det et vigtigt middel mod svamp, at der tilføres præcis den nødvendige mængde kvælstof på det rigtige tidspunkt af kartoflernes vækst (Mølgaard, 1997). Dertil er afgasset gylle egnet. Fosfor-behovet hos majs kan dækkes med afgasset svinegylle.

Afgasset gylle kan gavne vinterrug i marts-april og vinterhvede i maj, når forfrugtværdien er lille. Vårkorn dyrkes ofte tredje år efter kløvergræs og har behov for kvælstoftilførsel. Da dybstrøelse og staldgødning kan indeholde ikke-velomsatte dele, kan der efter nedpløjning til vårkorn ske kvælstof-immobilisering med mangel af kvælstof til afgrøderne som følge. Kvælstofmanglen kan modvirkes ved tildeling af mindre mængder afgasset gylle som startgødskning.

#### **6.4.4 Den økologiske driftsform er grundlaget for gode udbytter**

Hidtil har det været diskuteret, hvordan gødningstypen har indflydelse på udbyttet og kvaliteten af afgrøderne, men andre forhold i den økologiske driftsform har mindst lige så stor betydning.

Selvom kompost kan give en antiphytopatogen virkning, er det først og fremmest gennem sædskiftet, at plantesygdomme bekæmpes. Desuden medvirker sædskiftet til bekæmpelse af ukrudt, samt til opbygning af jordens kvælstofpulje med kvælstoffikserende afgrøder, som primært er kløvergræs og ærter. Kløvergræs er desuden en vigtig afgrøde for opbygningen af jordens kulstofindhold inden dyrkning af afgrøder, som tærer på jordens kulstofindhold, f.eks. rækkeafgrøder (Østergård, 1991). Generelt er der afgrøder, som virker opbyggende på jordens kulstofindhold, mens andre tærer derpå.

Anvendelse af efterafgrøder til opfangning af nedsivende kvælstof bidrager også til at opbygge jordens kulstofindhold, så efterafgrøder er et andet eksempel på, at der tages metoder i brug, som fremmer ønskede forhold.

Endelig har jordbehandlingen også betydning. Pløjning resulterer således mere end harvning i nedbrydning af jordaggregater og til at mindske antallet af regnorme i jorden.

#### **6.4.5 Erkendte ulemper ved kompost hos biogasmodstanderne**

De ulemper, der er forbundet med kompostering og brug af kompost, er erkendte blandt fortalere for kompost, men ulemperne anses for overgået af fordelene ved kompost. Et af de fremhævede problemer er den vedvarende mineralisering af kompost i jorden, som kan medføre nedsivning af kvælstof til dybere jordlag med resulterende tab og forurening. Svaret her til fra biogasmodstanderne er, at problemet minimeres ved at benytte efterafgrøder med stor roddybde til at optage kvælstof, samt at have plantedække på jorden i så stor en del af tiden som muligt.

Derimod gives der ingen løsning på, at en væsentlig del af husdyrgødningens kvælstofindhold mistes ved afgasning under komposteringen. Kun søges dette tab minimeret, ved at komposteringsperioden ikke gøres længere end nødvendigt, men tabet retfærdiggøres ved, at komposteringen bidrager til at skabe et bedre gødningsprodukt. Det kulstoftab, som sker under komposteringen, retfærdiggøres på samme måde.

Det understreges i øvrigt, at det er vigtigt, at komposteringen sker korrekt (Østergård, 1999). Varigheden skal være passende lang til, at de ønskede processer er bragt til ende, men ikke så lang, at ønskede stoffer omsættes, og at der sker større tab af N og C end nødvendigt.

#### **6.4.6 Positive udenlandske erfaringer med biogasproduktion på økologisk jordbrug**

I Tyskland opstiller stadig flere økologiske jordbrugere gårdbiogasanlæg, og det samme finder sted i Østrig og Schweiz. Der meldes om positive energimæssige og jordbrugsmæssige erfaringer, men desværre foreligger der ikke videnskabeligt materiale derom. Kommentaren til den danske skepsis er, at jordens kulstofindhold vedligeholdes tilstrækkeligt ved nedpløjning af stubbe og ukrudt (Grosen, 1997). I den økologiske litteratur fremhæves den energimæssige fordel, men ligeså meget værdsættes sideeffekterne i form af gyllens forbedrede gødningsværdi, reducerede lugt, reduceret ætsevirkning og forbedrede flydeevne. Desuden værdsættes biogasproduktion som redskab til at reducere emissionerne af ammoniak og methan (Schulz, 1992).

#### **6.4.7 Energiproduktion**

De økologiske biogasmodstandere mener, at vedvarende energi produceres mest fornuftigt og mindst planteskadende ved at udnytte komposteringsvarme i komposteringsanlæg. Produktet vil nogenlunde ligne det, man får fra almindelig kompostering (1). Et lignende forslag opstilles i (2), som dog værdsætter de energimæssige fordele ved biogasproduktion. I debatten om biogas har der været en opfordring til at undersøge mulighederne for brug af energiafgrøder, som for eksempel pil, i stedet for at producere biogas af gylle (7). Flerårige energiafgrøder er den eneste holdbare løsning til produktion af bioenergi på økologisk jordbrug, fordi det kan medvirke til opbygning af jordens kulstofindhold (8). I samme kilde (8) udtryktes i øvrigt, at det ikke er de økologiske jordbrugeres opgave at forsyne det øvrige samfund med energi. Samfundets problemer med et dårligt CO<sub>2</sub>-regnskab må afhjælpes ved mindske af det umådeholdne energiforbrug.

Udgangspunktet for biogasproduktion er ønsket om at udnytte en tilgængelig energikilde. Hvis dette ønske ikke deles af biogasmodstanderne, er al øvrig diskussion om det afgangssede gylles nytteværdi naturligvis omsonst.

## 7 Energipotentialet i kompost

Kompostering udgør et energipotentiale i form af varmeenergi, idet komposteringen er en exoterm proces. I teorien kan udnyttelse heraf kompensere for en del af det energipotentiale, som mistes, når økologiske jordbrugere ønsker at kompostere husdyrgødningen i stedet for at producere biogas.

Forskellige konstruktioner til optagelse af den producerede varme i et bæremedium er blevet afprøvet i praksis (Thostrup og Bertelsen, 1983). Forsøgene har påvist en række vanskeligheder knyttet til udvinding af varmeenergien, og den mest farbare løsning er ved gas/væske-varmeveksling af afgangsluften. Herved kan kompostblandingen blandes effektivt og kontrolleret. En stor halmtilførsel til kompostmaterialet er i øvrigt nødvendig for at nedsætte modtrykket ved luftgennemblæsning og for at fordele gyllen på en stor overflade, hvilket forøger energiproduktionens effekt.

Mens der almindeligvis nås en temperatur på 55-65° C under den termofile fase ved kompostering uden varmeudnyttelse, er den optimale procestemperatur ved udnyttelse af varmen 50-60° C. Ved denne temperatur kan der tappes den højeste effekt per kg tørstof (Thostrup og Bertelsen, 1983). Den forholdsvis lave temperatur begrænser udnyttelsesmulighederne til opvarmning af boliger og drivhuse, samt tørring af afgrøder. Udnyttelse af det fulde energipotentiale i husdyrgødningen kan derfor kun finde sted på bedrifter, der indretter såvel driften som varmesystemet med henblik på at udnytte komposteringens varmeenergi. Da den dannede energi ved kompostering udelukkende dannes som varmeenergi, er kravet til effektiv varmeudnyttelse større ved kompostering end ved udnyttelse af varmen fra kraft-varmeproduktion af biogas, hvor kun en mindre del af husdyrgødningens energiindhold omsættes til varmenenergi.

Trods mulighederne er der i Danmark pt. ingen anlæg i drift til varmeproduktion fra kompostering, hvilket tilskrives dårlig økonomi for denne energiteknologi (Thostrup, 2000). Eventuelt kan økonomien forbedres, hvis der udvikles teknologi til at udvaske den fordampede ammoniak i tilknytning til varmevekslingen af afgangsluften.

Et andet spørgsmål er, om de metoder for kompostering, der giver bedst økonomi ved varmeproduktion, kan accepteres af de jordbrugere, som afviser biogasproduktion med ønsket om at kompostere. Den optimale procestemperatur på 50-60° C til varmeproduktion er således lavere end de 60-70° C, hvor biogasmodstanderne fremhæver, at hygiejnisering finder sted. Derudover anbefales den termofile fase længde til 2-5 uger, mens komposten ved varmeproduktion opholder sig 4-6 dage ved høj temperatur (Verougstraete et al., 1984). Det kan tænkes, at den korte fase anses for et problem i relation til at opnå de ønskede processer under den termofile fase. Endelig ønsker biogasmodstanderne en flere måneder lang modningsfase af komposten. Modningsfasen og eventuelt sidste del af den termofile fase og den efterfølgende nedkølingsfase kan dog finde sted uden for den reaktor, hvor varmen indvindes, hvilket dog stiller større krav til håndteringen.

## 8 Samlede energiforhold ved økologisk jordbrug

Som det fremgik på side 26 medfører omlægning fra konventionelt til økologisk jordbrug at biogaspotentialet reduceres fra 20 GJ til 9,5 GJ for hver årsko med tilhørende opdræt, stude etc., der "omlægges". Tilsvarende reduceres biogaspotentialet fra 8,7 GJ til 4,3 GJ for hver årssø med slagtesvin, der omlægges. Biogaspotentialet fra økologiske husdyr bygger endog for cirka 50%’s vedkommende på bioforgasning af dybstrøelse. Omlægning til økologi medfører altså et fald i biogaspotentialet på mellem 50 og 75% per dyr afhængig af udnyttelsen af dybstrøelse. Som det fremgår af dette kapitel, er energiforbruget ved økologisk produktion lavere end ved konventionel produktion, hvilket kompenserer for det lavere biogaspotentiale.

Dalgaard et al. (1999) oplyser energiforbruget (det direkte og indirekte energibrug) ved dyrehold efter 100% omlægning til økologisk jordbrug på basis af modelberegninger. Beregningerne baseres på scenarier med selvforsyning af foder og er derfor på bedriftsplan sammenlignelige med indeværende rapportens scenarier i kapitlet "Det maksimale potentiale for energiproduktion fra biogas", som også forudsætter selvforsyning. Dalgaard et al. (1999) oplyser desuden energiforbruget ved dyrehold for det nuværende konventionelle landbrug. En sammenstilling af energiforbruget og biogaspotentialet fremgår af Tabel 8.1<sup>11</sup>.

Tabel 8.1: Årligt energiforbrug og maksimalt biogaspotentiale for kvæg- og svineproduktion ved konventionelt (konvent.) og økologisk landbrug.

GJ/(årsdyr+afledte)	Kvæg			Svin		
	Konvent.	Økologisk	Reduktion	Konvent.	Økologisk	Reduktion
Energiforbrug	48	33	15	35	17	18
Biogaspotentiale	20	10	10	9	4	5
Nettoenergiforbrug	28	23		26	13	

Reduktion angiver sparet energiforbrug og mistet maksimalt biogaspotentiale. Enhederne er GJ/(årsmalkeko med afledte) og GJ/(årssø med afledte).

Som det ses af tabellen, er omlægning til økologisk produktion forbundet med en væsentlig større reduktion af energiforbruget end tabet af biogaspotentiale. Der er altså potentiale for et forbedret energiregnskab for bedrifter som omlægges, som det også fremgår af nettoenergiforbruget (energiforbrug minus biogaspotentiale) for konventionel og økologisk produktion. Den største forbedring af energiregnskabet kan opnås med omlægning fra konventionel produktion uden biogasproduktion til økologisk jordbrug med biogasproduktion. Herved kan nettoenergiforbruget reduceres fra 48 til 23 GJ eller 52% per årsmalkeko med afledte, og fra 35 til 13 GJ eller 63% per årssø med afledte.

<sup>11</sup> Dalgaard et al. (1999) angiver energiforbruget i GJ/dyreenhed, som må omregnes til GJ/(årsdyr med afledte), der er enheden for biogaspotentialet anvendt i denne rapport. Omregningsfaktoren dyreenhed/(årsdyr med afledte) beregnes i det følgende med oplysninger fra Dalgaard et al. (1999): Det konventionelle landbrug havde i 1996 700.000 årsmalkekøer og i alt 1,3 mio. kvæg-dyreenheder dvs. 1,86 dyreenheder kvæg per årsmalkeko med afledte. Samme forhold findes i det økologiske scenario, hvor antallet af årsmalkekøer og dyreenheder er uændret. Antallet af dyreenheder er uændret fordi færre ammekvæg kompenseres af flere stude. På samme måde fremkommer det, at der er 1 dyreenhed svin per årssø med afledte for både det konventionelle og for det økologiske scenario.

Det må understreges, at Tabel 8.1 udtrykker energiforholdene ved det maksimale biogas-potentiale på økologisk jordbrug som beregnet i kapitel 3.

Barrierne behandlet i kapitel 3-6 reducerer biogaspotentiallet fra bedrifter, der omlægges til økologisk jordbrug, men energiforbruget reduceres så meget ved omlægning, at omlægning er en energimæssig gevinst, selvom der ikke opnås biogasproduktion fra økologisk svineproduktion, og selvom op til halvdelen af biogaspotentiallet ved økologisk kvægproduktion mistes. Det er dog alligevel ønskværdigt at mindske barriererne med henblik på at reducere forbruget af fossilt brændsel på økologisk jordbrug. Desuden er nogle af barriererne knyttet til biogasproduktionen fra konventionelt landbrug, jvnf. kapitel 4.5, og disse medfører en yderligere reduktion af landets samlede biogaspotentiale.

Ud fra en miljømæssig betragtning bør det medtages, at lattergasemissioner reduceres til cirka en tredjedel ved omlægning til økologisk jordbrug grundet udbringning af mindre kvælstofgødning, ifølge modelberegningerne i Dalgaard et al. (1999). Dette reduktionspotentiale er væsentligt større end den 20 til 40 procents reduktion, som kan opnås med biogasproduktion, jvnf. side 12.

For metan viser beregningerne i Dalgaard et al. (1999), at omlægning ikke ændrer emissionerne fra hverken kvæg eller svin. Biogasproduktion er en betydningsfuld metode hertil, som det fremgår af afsnit 2.1.3, hvilket er en væsentlig begrundelse for biogasproduktion i økologisk jordbrug.

Beregningerne i Tabel 8.1 er betinget af, at der kan opnås den angivne reduktion i energiforbruget ved omlægning. Dalgaard et al. (1999) beregner yderligere to scenarier for 100% omlægning, i hvilke der tillades foderimport. Disse kan blive aktuelle ved større omlægning end antaget i scenarierne i denne rapport, hvor der kun omlægges i det omfang, at det kan ske med selvforsyning. Scenarierne med foderimport viser, at specielt energiforbruget ved svineproduktion er yderst følsomt overfor foderimport, så energibesparelsen vil reduceres væsentligt i det tilfælde.

Afslutningsvis skal det tilføjes, at økologisk jordbrug, i modsætning til konventionelt landbrug, ikke giver halmoverskud til energiproduktion (Dalgaard et al., 1999). Hermed mistes en energikilde, som i Energi 21 er målsat til 32 PJ/år i år 2030.

## 9 Konklusioner og videre perspektiv

Projektet gav mulighed for at drage en række konklusioner.

- Både biogas og økologisk jordbrug giver miljømæssige fordele men indeholder en indbyrdes konflikt.
- Omlægning til økologisk jordbrug giver mindre gødningsmængder til rådighed for biogasproduktion på den enkelte bedrift på grund af større opholdstid på græs og større brug af dybstrøelse. Dette reducerer biogaspotentialet til under det halve målt per dyr. Cirka halvdelen af potentialet stammer fra dybstrøelse og fast gødning, som måske kan afgasses i fremtiden. Forgasning af fast gødning står dog i modsætning til at anvende dette til jordforbedring
- Ovenstående forhold reducerer Danmarks totale biogaspotentiale fra husdyrgødning fra 24 PJ per år til mellem 22 og 20 PJ per år ved lille og stor omlægning til økologisk jordbrug. Potentialet vil reduceres yderligere 1-2 PJ, hvis dybstrøelse ikke afgasses i økologisk jordbrug.
- Manglen på organisk industriaffald kan få større konsekvens for det samlede danske biogaspotentiale end omlægningen til økologisk jordbrug.
- Opdeling i økologisk og konventionelt landbrug og det afledte krav om separate materialestrømme introducerer en række praktiske barrierer i form af større transportafstande og mindre fleksibilitet. Disse barrierer er vanskelige at kvantificere.
- For at øge fleksibiliteten bør det tillades at benytte husdyrgødning fra konventionelt landbrug på biogasanlæg med økologisk materiale, når blot den samlede gødningstilførsel til økologiske bedrifter ikke overskrider den tilladte gødningsmængde. Derved bliver biogasproduktion mere fordelagtig, fordi økologisk og konventionelt gødning kan udveksles. Desuden bør det tillades at anvende visse typer ikke-økologisk organisk affald i biogasanlæg, der behandler økologisk materiale. Disse forslag er i modstrid med den nuværende intention om på sigt helt at forbyde ikke-økologisk materiale i det økologiske kredsløb.
- Et beskedent varmebehov i økologiske stalde gør gårdbiogasanlæg mindre rentable, hvis der ikke suppleres med andre former for varmekrævende produktion.
- Gylletætheden for biogASFællesanlæg bør sikres gennem overordnet langsigtet planlægning, så f.eks. opstilling af gårdbiogasanlæg ikke fjerner rentabiliteten for et biogASFællesanlæg, som kunne medføre en større udnyttelse af oplandets gylle.
- Den fremtidige holdning til biogasproduktion blandt økologiske jordbrugere er usikker. Mange vil formodentlig have et pragmatisk natursyn og vil påvirkes af ny viden om de jordbrugsmæssige konsekvenser af biogasproduktion. Der vil formodentlig stadig eksistere jordbrugere, som vil afvise biogasproduktion på basis af et stærkt idealistisk syn på økologi.
- Jordens kulstofindhold opbygges mere ved nedmuldning af kompost end ved gødskning med bioafgasset gylle, men det må tilskrives kompostens større tørstofindhold opnået gennem halmtilsætning. På en økologisk bedrift med biogasproduktion anvendes det tilgængelige halm til dybstrøelse sammen med halvdelen af dyrenes gødning. Dybstrøelsen udbringes efterfølgende på jordene. Derfor vil tørstofmængden på en økologisk bedrift med biogasproduktion samlet set ikke være mindre end med kompostering.

- Indholdet af mineralsk kvælstof i afgasset gylle nedbryder ikke jordens humusindhold, men kan derimod fremme en gavnlig mikrobiel omsætning af letomsætteligt kulstof samt fremme plantevæksten og dermed tilførslen af planterester og rodafsæt. Mineralsk kvælstof virker dog måske hæmmende på humusdannelsen.
- Korrekt kvælstofgødskning er en balance mellem overgødskning og undergødskning, som begge kan have negative konsekvenser for planternes modtagelighed overfor sygdomme og insekter, for det samlede afgrødeudbytte og for afgrødernes ernæringsværdi.
- På grund af indholdet af mineralsk kvælstof giver afgasset gylle mulighed for mere præcis kvælstofdoseret end kompost og dybstrøelse, også fordi kvælstofimmobilisering minimeres.
- Kompostering giver betydelige kvælstoftab, hvilket ikke sker ved biogasproduktion. Moderne teknikker kan minimere ammoniakfordampningen ved udbringning af afgasset gylle.
- Varmeindvinding fra kompostering vil næppe blive aktuelt.
- Energiforbruget knyttet til produktion af kvæg og svin reduceres så meget ved omlægning, at omlægning er en energimæssig gevinst målt per dyr, selvom der ikke opnås biogasproduktion fra økologisk svineproduktion, og selvom op til halvdelen af biogaspotentialet ved økologisk kvægproduktion mistes. Dette mindsker betydningen af barriererne for biogasproduktion, men det er alligevel ønskværdigt at mindske barriererne, med henblik på at reducere forbruget af fossilt brændsel på økologisk jordbrug. Desuden er nogle af barriererne knyttet til biogasproduktionen fra konventionelt landbrug, og disse medfører en yderligere reduktion af landets samlede biogaspotentiale.

Som konklusionerne af projektet viser, er de praktiske barrierer for biogasproduktion betydelige både på den enkelte økologiske bedrift og i det samlede landbrugssystem. Gårdbiogasanlæg på økologiske bedrifter kan blive rentable, hvis der udvides med varmemeforbrugende produktion, men udbygning med biogasfællesanlæg er nødvendig for at opnå en betydelig biogasproduktion. Adskillelsen i økologisk og ikke-økologisk landbrug er en betydelig barriere for udbygning med biogasfællesanlæg, men samtidig er biogasfællesanlæg egnede til udveksling af økologisk og ikke-økologisk gødning, hvis det afgassede gylle har en kvalitet, der kan godkendes til brug i økologisk jordbrug. Med henblik på at arbejde henimod en sådan kvalitet anbefales det at foretage en sammenligning af indholdet i afgasset økologisk og ikke-økologisk gylle, herunder at udpege hvilke materialer, der tilføres biogasanlæg, som afstedkommer en uacceptabel kvalitet af det afgassede gylle.

De jordbrugsmæssige forhold ved gødskning med afgasset gylle i økologisk jordbrug er ikke afklaret, men det er sandsynligt, at afgasset gylle kan indpasses. Økologisk jordbrug er inde i en udviklingsproces, og det anbefales, at der i denne udvikles løsninger, hvor afgasset gylle kan anvendes, samtidig med at kravene fra økologisk dyrkning varetages. Blandt andet må der inddrages nye muligheder for udnyttelse af kulstofindholdet i halm og fast gødning. Det reducere kulstofindholdet i afgasset gylle i forhold til kompost og fast gødning har hidtil været opfattet som den væsentligste betænkelighed ved anvendelse af afgasset gylle på økologisk jordbrug. En udvikling af økologisk jordbrug til indpasning af afgasset gylle må dog også afklare, hvilken rolle mineralsk kvælstof indeholdt i afgasset gylle har for kulstofforholdene og for plantesygdomme og insektmodtagelighed. Kompost har muligvis en sygdomsbekæmpende virkning, hvilket må undersøges nærmere. Hvis afgasset gylle kan anvendes i økologisk jordbrug, må det antages at afstedkomme en positiv holdning til biogasproduktion blandt størstedelen af de økologiske jordbrugere.

## 10 Referencer

- Ahring, B.K. and Angelidaki, I., (1998). Methods for increasing the biogas potential from the recalcitrant organic matter contained in manure. Proceeding for oral presentation in "Biomass for Energy and Industry, 10<sup>th</sup> European Conf. and Techn. Exhibition, 1998.
- Angelidaki, I. and Ahring B.K. (1998). Metoder til forøgelse af biogasudbyttet fra de tungt omsættelige dele af det organiske stof i gylle og undersøgelser over svinegyllens udrådningsegenskaber, Inst. f. Miljøtekn., Danm. Tekn. Univ.
- Angers, D.A. og Chenu, C. (1997). Dynamics of Soil Aggregation and C sequestration. I *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Papers from a symposium entitled, "Carbon Sequestration in Soils" held at Ohio State University, July 1996. Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F. og Stewart, B.A. (red.) pp. 199-206. CRC Press.
- Anonym (1995). Biogasfællesanlæg fra idé til realitet. Energistyrelsen 1995.
- Anonym (1998). Gårdbiogasanlæg. Energistyrelsens arbejdsgruppe for gårdbiogasanlæg.
- Anonym (1999). Fokus på biogasanlæg. *Danske BioEnergi*, Særnummer om biogas. Juni 1999.
- Atallah, T., Andreux, F., Choné, T. og Gras, F. (1995). Effect of storage and composting on the properties and degradability of cattle manure. *Agr., Ecosystems and Env.*, **54**, 203-213.
- Balfour, Lady E. (1977). The Living Soil. I J.-M. Besson & H. Vogtmann (red.) *Towards a Sustainable Agriculture*. IFOAM International Conference Sissach 1977. s. 18-27.
- Behmel, U. og Meyer-Pittroff, R. (1998). Energy-related Processing of Organic Wastes in Agricultural Biogas Plants in Combination with the Effective use of Fertilizers. I *Biomass for Energy and Industry*. Proceedings of the Internatinal Conference, Würzburg, Germany, 8-11 June 1998. s. 156-159.
- Bernal, M.P. og Kirchmann, H. (1992). Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and anaerobically treated pig manure during incubation with soil. *Biol. Fertil. Soils* **13**, 135-141.
- Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A., Paredes, C. og Roig, A. (1998). Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **69**, 175-189.
- Beuse, E. (1986). Økologisk betænkelighed ved biogas. *Vedvarende Energi* 79/1986.
- Birkmose, T. (1999). Landbrugets Rådgivningscenter. Personlig kommunikation.
- Bjergmark, E.H. (1999). Landbrugscentret Bramming, Sydvestjysk Landboforening. Personlig kommunikation.
- Borgen, Anders (1991) Økologiske betænkeligheder ved biogas. *Biogas Nyt* 3/Okttober 1991.
- Braber, K. (1995). Anerobic Digestion of Municipal Solid Waste: A Modern Waste Disposal Option on the Verge of Breakthrough. *Biomass and Bioenergy* **9**, Nos 1-5, pp. 365-376.
- Chaboussou, F. (1977). La résistance de la plante vis-à-vis de ses parasites. I J.-M. Besson & H. Vogtmann (red.) *Towards a Sustainable Agriculture*. IFOAM International Conference Sissach 1977. pp. 56-59.
- Christensen, B.T. (1996). The Askov Long-Term Experiments on Animal Manure and Mineral Fertilizers. I Powlson, D.S., Smith, P. og Smith, J.U. (red.) *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets*. s. 301-312. NATO ASI Series, Vol. I 38. Springer-Verlag.
- Christensen, B.T., Meyer, N.I, Nielsen, V., og Søgaard, C. (1996). Biomasse til Energi og Økologisk Jordbrug. R-002. Institut for Bygninger og Energi, Danmarks Tekniske Universitet.



- Christensen, B.T. og Johnston, A.E. (1997). Soil Organic Matter and Soil Quality - Lessons Learned From Long-Term Field Experiments at Askov and Rothamsted. I Gregorich, E.G. og Carter, M.R. (red.). *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health, Developments in Soil Science* 25. Elsevier Sci. Publishers, Amsterdam.
- Dalgaard, T., Halberg, N. og Fenger, J. (1999). Simulering af fossilt energiforbrug og emission af drivhusgasser. Tre scenarier for omlægning til 100% økologisk jordbrug i Danmark. FØJO, Foulum.
- Danmarks Statistik (1994). Landbrugsstatistik 1994.
- Danmarks Statistik (1995). Landbrugsstatistik 1995.
- Det Økologiske Fødevareråd (1999). Aktionsplan II, Økologi i Udvikling. Strukturdirektoratet. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Eberhardt, A. (1995). Humus rolle i dyrkningsjorden. Det Økologiske Råd.
- Edwards, C.A. og Lofty, J.R. (1982). Nitrogenous Fertilizers and Earthworm Populations In Agricultural Soils. *Soil Biol. Biochem.* 14, 515-521.
- Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E. og Doran, J.W. (1997). Waste Management. Nutrient, Carbon, and Mass Loss during Composting of Beef Cattle Feedlot Manure. *J. Environ. Qual.* 26, 189-193.
- Elmose, O. (1995). Øko-biogas - Fup eller fakta?. *Vedvarende Energi & Miljø* 1/95.
- Elmose, O. (1999). Viborgegnens Energi- og Miljøkontor. Personlig kommunikation.
- Energistyrelsen (1991a). Biogasfællesanlæg, Hovedrapport fra Koordineringsudvalget for Biogasfællesanlæg.
- Energistyrelsen (1991b). Biogas-handlingsplanen, Baggrundsrapport 12, Biomasse anvendelig i biogasfællesanlæg. Koordineringsudvalget for Biogasfællesanlæg.
- Energistyrelsen (1995). Klimaproblemer og drivhuseffekten. Laut, P (red.).
- Energistyrelsen (1996). Danmarks vedvarende energiresourcer. Danmarks Energifremtider.
- Energistyrelsen (1999a). Energistatistik 1998. Primær produktion.
- Energistyrelsen (1999b). Opfølgning på Energi21 – status for omlægning.
- EU-kommisionen (1997). Energi for Fremtiden: Vedvarende Energikilder. Hvidbog vedrørende en strategi- og handlingsplan på fællesskabsplan. KOM(97) 599.
- Fog, K. (1988). The Effect of Added Nitrogen on the Rate of Decomposition of Organic Matter. *Biol. Review* 63, 433-462.
- Follett, R.F. (1998). CRP and Microbial Biomass Dynamics in Temperate Climates. I Lal, R., Kimble, J.M., Follett, R.F. og Stewart, B.A. (red.) *Management of Carbon Sequestration in Soil.* s. 305-322. CRC Press.
- Friis, K.B. (1995). Bio-brændsler truer jordens frugtbarhed. *Information* 10/8 1995.
- Friis, K.B. (1996). Biobrændsler på godt og ondt. *Dansk BioEnergi* Februar 1996/25.
- Friis, K.B. (1996b). Halmen skal tilbage til landbrugsjorden. *Dansk BioEnergi* April 1996/26.
- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O. og Clarke, P. (1994). Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32, 1043-1068.
- Golchin, A., Baldock, J.A. og Oades, J.M. (1997). A Model Linking Organic Matter Decomposition Chemistry, and Aggregate Dynamics. I *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Papers from a symposium entitled, "Carbon Sequestration in Soils" held at Ohio State University, July 1996. Lal, R., Kimble, J.M., Follet, R.F. og Stewart, B.A. (red.). pp. 245-266. CRC Press.
- Gray, K.R. og Biddlestone, A.J. (1981). The Composting of Agricultural Wastes. I Stonehouse, B. (red.) *Biological Husbandry*. s. 99-111. Butterworths.

- Grosen, J.B. (1997). Tyske økologer: Ingen betænkeligheder ved biogas. *Dansk BioEnergi* 33 1997.
- Hansen, Per Henrik (1998). Gæmelke: Hver femte landmand kan lægge, Gæmelke: Landbruget satser på økologi og Ritt: Økologi vil få halvdelen af markedet. Alle tre artikler i *Økologisk Jordbrug*, 5. juni 1998, nr. 174, 18. årgang.
- Hedegård, M. og Jaensch, V. (1998). Anaerobic Co-digestion of Urban and Rural Wastes. *Renewable Energy* 16, 1064-1069.
- Henriksen, K. og Lassen, K.W. (1995). Biogas fra gylletanken. *Dansk BioEnergi*, april 1995/20.
- Hinge, J. (1999). Landbrugets Rådgivningscenter. Personlig kommunikation.
- Hodges, R.D. (1991). Soil Organic Matter: Its Central Position in Organic Farming. I Wilson, W.S. (red.) *Advances in Soil Organic Matter Research: The Impact on Agriculture and the Environment*. S. 355-364. Royal Society of Chemistry, Cambridge, U.K.
- Husted, S. (1994). Seasonal Variation in Methane Emission from Stored Slurry and Solid Manures. *J. Environ. Qual.* 23, 585-592.
- Holm-Nielsen, J.B., Halberg, N., Huntingford, S. (1993). Biogasfællesanlæg Lanbrugsmæssige nytte-værdier. Udført for Energistyrelsen, Biogassekretariatet.
- Houmøller, S. (1999). Elreform giver biobrændsler problemer. *Ingeniøren* 28.01.2000.
- IEA (1998a). Energy Policies of IEA Countries 1998 Review. International Energy Agency.
- IEA (1998b). Energy Policies of IEA Countries Germany 1998 Review. International Energy Agency.
- IEA (1998c). Enhancing the Market Deployment of Energy Technology - a Survey of Eight Technologies. International Energy Agency.
- Illerup, J.B., Lyck, E., Winther, M. og Rasmussen, E. (2000). Denmark's National Inventory Report - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Samfund og Miljø - Emissions Inventories. Research Notes from NERI no. 127.
- Inbar, Y., Chen, Y., and Hadar, Y. (1990). Humic Substances Formed during the Composting of Organic Matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54, 1316-1323.
- Ingvorsen, B. (1999). Landsforeningen Økologisk Jordbrug. Personlig kommunikation.
- IPPC (1995). Summary for Policymakers of the Contribution of Working Group 1 & Technical Summary forming part of the Contribution of Working Group 1 to the IPCC Second Assessment Report. Intergovernmental Panel on Climate Change. Danmarks Meteorologiske Instituts oversættelse.
- IPPC (1997): Greenhouse Gas Inventories Reference Manual. Revised 1996 IPPC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 3. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Jansson, R.K. & Smilowitz, Z (1986). Influence of nitrogen on population parameters of potato insects: Abundance, population growth, and within-plant distribution of green peach aphid, *Myzus persicae* (Homoptera: Aphididae). *Environmental Entomology* 15, 49-55.
- Jensen, B. og Christensen, B.T. (1993). Rodafsætning i byg. *Naturens verden*, s. 352-358.
- Jensen, B. og Munk, L. (1997). Nitrogen-induced changes in colony density and spore production of *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei* on seedlings of six spring barley cultivars. *Plant Pathology* 46, 191-202.
- Jensen, G.B. (1996). Øko-bønder går ikke kun efter pengene. *Økologisk Jordbrug* 13. december 1996.
- Johnston, A.E. (1975). The Woburn Market Garden experiment, 1942-69. II. Effects of the treatments on soil pH, soil carbon, nitrogen, phosphorus and potassium. *Rothamsted Experimental Station Report for 1974*, Part 2, pp. 102-131.
- Jørgensen, E. (1995). Skal vi dø af sult eller kulde? *Information* 17/08 1995.
- Jørgensen, K. (1999). Landbrugets Rådgivningscenter. Personlig kommunikation.

- Kaltoft, Pernille 1997a. Ingeniører og naturetik. I Miljø og etik. Red. M. Ishøy. NSU Press. 1997.
- Kaltoft, P. (1997b). Naturetik som praksisbegreb. ph.d. afhandling, Inst. f. Tekn. og Samfund, Danm. Tekn. Univ.
- Kirchmann, H. og Bernal M.P. (1997). Organic Waste Treatment and C Stabilization Efficiency. *Soil Biol. Biochem.* **29**, No. 11/12, pp. 1747-1753.
- Kirchmann, H. og Lundvall, A. (1993). Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. *Biol. Fertil. Soils* **15**, 161-164.
- Kirchmann, H. og Witter, E. (1992). Composition of Fresh, Aerobic and Anaerobic Farm Animal Dungs. *Bioresource Technology* **40**, 137-142.
- Köttner, M. (1998). Ökologische Düngewirtschaft mit Biogasgülle. *Ökologie und Landbau*, Heft 108, 4/1998.
- Kudeyarov, V.N. (1992). Compensation for organic carbon loss from soil at nitrogen fertilizer application. I Kubát, J. (ed.) Humus, its structure and role in agriculture and environment, proceedings of the 10<sup>th</sup> symposium humus et planta, held in Prague, in August 19-23, 1991. Developments in Agricultural and managed forest ecology 25. Elsevier.
- Kyed, S. (1999). Landsforeningen Økologisk Jordbrug. Personlig kommunikation.
- Lampkin, N. (1990). Organic Farming. Farming Press Books.
- Landbrugets Rådgivningscenter (1995). Mælkeproduktion, Fakta om økologisk jordbrug 2. Specialudvalget for Økologi.
- Larsen, K.E. og Kjellerup, V. (1989). Årlig og periodisk tilførsel af kvæggødning i sædskifte. Mark og lysimeterforsøg. Tidsskrift for Planteavl's Specialserie, Beretning nr. S1979, Statens Planteavlsforsøg, København.
- Lindberg, A.E. (1997). Biogas production and biogas as vehicle fuel – Swedish experiences. Proceeding til seminaret The Future of Biogas in Europe. Herning Kongres Center, 8.-10. september 1997.
- Lorentzen, G. (1999). Økologisk landmand. Personlig kommunikation.
- LØJ (1997). Håndbog for økologisk jordbrug, 1997/98. Nr. 2. Priesholm, M. (red). Udgivet af Landsforeningen Økologisk Jordbrug.
- LØJ (1998). Avlsregler for økologisk jordbrug. Landsforeningen Økologisk Jordbrug.
- Mäder, P., Pfiffner, L., Fliessbach, A., Lützow, M.v. og Munch, J.C. (1996). Soil ecology – The impact of organic and conventional agriculture on soil biota and its significance for soil fertility. I Østergård, T.V. (red.) *Fundamentals of Organic Agriculture*. s. 24-40. Proc. Vol. 1 of the 11. IFOAM Int. Sci. Conference, Copenhagen, 1996.
- Meyer, N.I. og Nielsen, P.S. (1998). Total Costs and Benefits of Biomass in Selected Regions of the European Union (BioCosts). Internal Report on the Case Study "Biogas". Inst. for Bygninger og Energi, DTU.
- Miljø- og Energiministeriet (1995). Danmarks Energifremtider.
- Miljø- og Energiministeriet (1996). Energi 21.
- Mølgaard, J.P.Holm, S., Mikkelsen, G. og Thomsen, H. (1997). Produktion af kartofler. I *Økologisk planteproduktion*, SP rapport nr. 15.
- Møller, F. (1999). Forskningscenter Bygholm. Personlig kommunikation.
- Nielsen, N.E. (1990). Kompendium i Planternes Ernæring. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, DSR-forlag, København.
- Nielsen, N.E. (2000). Inst. for Jordbrugsvidenskab, Kgl. Veterinær og Landbohøjskole. Personlig kommunikation.

Nielsen, P og Holm-Nielsen, J.B. (1996). CO<sub>2</sub> balance in production of energy based on biogas. In proceedings from: European conference, Environmental Impact of Biomass for Energy, 4-5 November 1996, Noordwijkerhout, The Netherlands.

Nielsen, P.S, Salomonsen, K. and Holm-Nielsen, J.B. (1999). Biomass policies and biogas utilisation in Denmark. I Overend, R.P. and Esteban, C. (red.) *Biomass, A Growth opportunity in Green Energy and Value-added Products*. Vol. 2. Proc. Of the 4<sup>th</sup> Bioamss Conf. Of the Americas. Oakland, California, USA, 29. aug. – 2. sept. 1999. Pergamon Press.

Niggli, U. og Lockeretz, W. (1996). Development of Research in Organic Agriculture. I Østergård, T.V. (red.) *Fundamentals of Organic Agriculture*. pp. 9-23. Proc. Vol. 1 of the 11. IFOAM Int. Sci. Conference, Copenhagen, 1996.

NNR (1996). Kløvergræs som energiafgrøde. Nellemann, Nielsen & Rauchenberger og PlanEnergi.

Nygaard, C. (1999). Plantedirektoratet. Personlig kommunikation.

Pankhurst, C.E. og Lynch, J.M. (1995). The role of soil microbiology in sustainable intensive agriculture. *Advances in Plant Pathology* **11**, 229-247.

Paustian, K., Collins, H.P. og Paul E.A. (1997). Management Controls on Soil Carbon. I Paul, E.A. (red.) *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems*, s. 15-49. CRC Press.

Petersen, P.O. (1999). Nitrous Oxide Emissions from Manure and Inorganic Fertilizers Applied to Spring Barley. *J. Environ. Qual.* **28**, 1610-1618.

PlanEnergi (1998). Biogasproduktion på fast biomasse – ressourcegrundlag og "Bell & Basket"-anlæg.

Plantedirektoratet (1999a). Vejledning om økologisk jordbrugsproduktion. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Plantedirektoratet (1999b). Økologiske jordbrugsbedrifter 1998. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Poincelot, R.P. (1975). The biochemistry and methodology of composting. Bulletin 754. The Connecticut Agr. Exp. Station, New Haven.

Poulsen, H.D. og Kristensen, V.F. (1997). Normtal for husdyrgødning. Beretning Nr. 736. Danmarks Jordbrugsforskning.

Rasmussen, S.N. (1999). Landsforening Økologisk Jordbrug. Personlig kommunikation.

Rauhe, K. og Hesse, M. (1960). Über die Wirkung verschieden gelagerten Stalldüngers auf leichten und schweren Böden. *Zeitschrift für Acker-und Pflanzenbau* **110**, 135-152.

Reffstrup, T. (1996). Halmudnyttelse og humus. *Dansk BioEnergi* **27** 1996.

Schlesinger, W.H. (1995). An overview of the carbon cycle. I R. Lal, J. Kimble, E. Levine og B.A. Stewart (red.), *Soils and Global Change*. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL., s. 9-26.

Schulz, H. (1992). Sonnenenergie, Windkraft, Stallabwärme, Biogas - Wo stehen wir heute? *Ökologie und Landbau* **82**, 17-19.

Skøtt, Torben, 1998. Bæredygtig jordbrug – bæredygtig energi. I *Dansk BioEnergi* **37** 1998.

Sommer, S.G. og Dahl, P. (1999). Nutrient and Carbon Balance during the Composting of Deep Litter. *J. agric. Engng Res.* **74**, 145-153.

Sommer, S.G., Petersen, S.O., Søgaard, H.T. (1999). Greenhouse Gas Emission from Stored Livestock Slurry. *J. Environ. Qual.* **29**, 744-751.

Stevenson, F.J. (1994). Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions. 2<sup>nd</sup> ed. John Wiley & Sons, New York, 496 pp.

- Streeter, J. (1988). Inhibition of Legume Nodule Formation and N<sub>2</sub> Fixation by Nitrate. I *CRC Critical Reviews in Plant Sciences* 7, Issue 1, s. 1-23.
- Suhr, K., Dissing, Aa., Schmidt, K.G., Eriksen, S., Hansen, L.F. (1997). Økologisk Landbrug. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Uddannelse. Landbrugsforlaget.
- Suhr, Knud (1999). Økologisk jordbrugsskole, Frederikshavn. Personlig kommunikation.
- Swift, M.J., Meal, O.W. og Anderson, J.M. (1979). The Influence of Resource Quality on Decomposition Processes. I *Decomposition in terrestrial Ecosystems. Studies in Ecology* 5, Blackwell Scientific, London, 1979, pp. 118-166.
- Sønderriis, E. (1995). Hvad skal vi gøre med biomassen? *Information* 11/8 1995.
- Tafdrup, S. (1995a). Biomassens hoved og hale. *Information* 17/08 1995.
- Tafdrup, S. (1995b). Viable Energy Production and Waste Recycling From Anaerobic Digestion of Manure and Other Biomass Materials. *Biomass and Bioenergy* 9, Nos 1-5, pp. 303-314.
- Thostrup, P. (2000). Bioplan. Personlig kommunikation.
- Thostrup, P. og Berthelsen, L. (1983) Komposteringsvarme fra fast staldgødning. Jordbrugsteknisk Inst., Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. Meddelelse nr. 43.
- Thyselius, L. et al., 1999. The potential for biogas in Sweden. *CADDET Renewable Energy Newsletter*. December 1999.
- Vereijken, P.H. (1979). Feeding and multiplication of three cereal aphid species and their effect on yield of winter wheat. *Agric. research reports* 888. Institute of Phytopathological research, Wageningen. 58 pp.
- Verougstraete, A., Nyns, E.-J., Naveau, H.P. (1984). Heat Recovery from Composting and Comparison With Energy From Anaerobic Digestion. I Gasser, J.K.R. (red.) *Composting of Agricultural and Other Wastes*, s. 135-146. Elsevier Appl. Sci. Publ.
- Waters, A.F. and Oades, J.M. (1991). Organic Matter in Water-stable Aggregates. I Wilson, W.S. (red.) *Advances in Soil Organic Matter Research: The Impact on Agriculture and the Environment*. S. 163-174. Royal Society of Chemistry, Cambridge, U.K.
- Wild, A. (1988) (red.) Russell's soil conditions and plant growth. Longman Scientific & Technical.
- Ørtenblad, H., Birkmose, T. og Knudsen, L. (1995). Næringsstofudnyttelse af afgasset gylle. Landbrugets Rådgivningscenter, Landskontoret for Planteavl.
- Østergård, T.V. (1991) (red.) Økologisk Landbrug - en Håndbog. GEC Gads forlag.
- Østergård, T.V. (1994). Øko-biogas. *Vedvarende Energi & Miljø*, 6/94.
- Østergård, T.V. (1995). Muldsvind og biobrændsler. *Global Økologi*, september 1995.
- Østergård, T.V. (1996). Forordet. I Østergård, T.V. (red.) *Fundamentals of Organic Agriculture*. pp. 7-8. Proc. Vol. 1 of the 11. IFOAM Int. Sci. Conference, Copenhagen, 1996.
- Østergård, T.V. (1998). Sunde planter i en sund jord. *Økologisk Jordbrug* 13. februar 1998. Udgives af Landsforeningen Økologisk Jordbrug.
- Østergård, T.V. (1999). Økologisk landmand. Personlig kommunikation.

# 11 Komplette kulstofbalancer for svine- og kvæggylle i jord: Effekten af biogasproduktion og kompostering

## 11.1 Sammenfatning

Det har været formålet med dette eksperiment at sammenligne bevarelsen af kulstof indeholdt i kvæg- og svinegylle ved tre forskellige behandlinger under kontrollerede forhold. Behandlingerne bestod i forskellige forbehandlinger, hvor gyllen blev henholdsvis bioafgasset (anaerobt), komposteret (aerobt) og efterladt ubehandlet. Efterfølgende blev det afgassede gylle, komposten og det rå gylle tilført til jordprøver uden plantevækst, som blev inkuberet ved 9° C i varmeskab i 14 måneder. På basis heraf er der opstillet kulstofbalancer, som inddrager såvel forbehandlingerne som kulstofomsætningen under inkubering af jorden.

Komposteringen blev udført ved sammenblanding af gylle med elefantgræs som qua et større  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -forhold skulle tillade bestemmelse af den specifikke omsætning af henholdsvis gylle og elefantgræs under komposteringen og den efterfølgende omsætning af kompost i jord. Under komposteringen var kulstofbevarelsen stor for kvæg- og svinegylle, mens elefantgræs stod for størstedelen af det samlede kulstoftab under komposteringen. Biogasproduktionen lod sig kun gennemføre for kvæggylle, for hvilket kulstoftabet var betydeligt.

Inkuberingsdelen blev udført i to serier med forskellig kulstoftilførsel. Ved moderat kulstoftilførsel sås ingen forskel i omsætningen af afgasset, komposteret og ubehandlet gylle, hvilket dog må tilskrives en anomal stor respiration fra det anvendte jord. Jorden udviste desuden den anomali, at kontroljorden udviste større respiration end jordprøver med ubehandlet svinegylle og afgasset kvæggylle. Omsætningen af gylledelen i kompost lod sig ikke bestemme ved måling af  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -forholdet i det producerede kuldioxid. Desuden udviste elefantgræsset anomal omsætning, hvilket alt andet lige ville mindske resultaternes troværdighed.

En serie med stor kulstoftilførsel til jordprøver blev medtaget for at måle kulstofbevarelsen direkte fra jordprøvernes kulstofindhold. Denne metode gav ikke signifikante resultater grundet for stor følsomhed overfor måleunøjagtighed, men den indikerede mindre kulstofbevarelse for kvægkompost end for afgasset og ubehandlet kvæggylle. Dette var inkonsistent med kvantitative resultater fra den indirekte målemetode, som viste større kulstofbevarelse for kompost, end for afgasset og ubehandlet gylle. Resultatet fra den indirekte målemetode ved stor kulstoftilførsel til jorden tillod opstilling af fuldstændige kulstofbalancer for forbehandling og jordinkubering.

For *svinegylle* var den totale kulstofbevarelse større, når gylle blev komposteret før nedmuldning end ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Betragtes derimod den samlede kompostblanding, og ikke kun gylledelen af kompost, var den totale kulstofbevarelse ens for kompostering og nedmuldning af ubehandlet gylle. For *kvæggylle* var den totale kulstofbevarelse størst ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Mindst var kulstofbevarelsen ved bioforgasning. Kulstofbevarelsen ved kompostering ligger mellem bioforgasning og uden behandling. Betragtes gylledelen af kompost bevares næsten lige så meget kulstof som ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Betragtes derimod kompostblandingen, er kulstofbevarelsen kun en smule større end for bioforgasning. Ubehandlet svinegylle havde større kulstofbevarelse end kvæggylle. For kompost var der derimod ikke forskel mellem svinegylle og kvæggylle. Måling af lattergasemissionen fra kompostering og jordinkubering gav kun anvendelige målinger fra kompostering, og disse viste en negligibel lattergasdannelse.

## 11.2 Indledning

Biogasproduktion på basis af gylle har en række miljømæssige fordele, ikke mindst som vedvarende energikilde. Alligevel afvises biogasproduktion af nogle økologiske jordbrugere med blandt andet det argument, at det producerede biogas repræsenterer et tab af kulstof, som bør indgå til opbygning af jordens kulstofindhold. I stedet ønskes husdyrgødning komposteret sammen med halm, idet kompost qua et større tørstofindhold bedre opbygger jordens kulstofindhold. Kompostering foretrækkes trods kendskab til, at kulstoftabet ved kompostering er af samme størrelsesorden som ved biogasproduktion.

Det er ønskeligt at sammenligne biogasproduktion og kompostering med hensyn til gyllens bidrag til opbygning af jordens kulstofindhold, da en sådan sammenligning kan bidrage til at give den bedste forvaltning af denne ressource. Som erfaringerne fra Woburn Market Garden eksperimentet viste (Johnston, 1975) (se side 45), må dette ske på basis af kulstofregnskaber, som omfatter både gyllebehandlingen og den efterfølgende omsætning efter nedmuldning i jord. Ét tidligere studie har opstillet sådanne komplette kulstofbalancer, men den aerobe behandling heri afviger for meget fra kompostering. Indeværende eksperiment involverer kompostering af gylle sammen med strå og anaerob behandling i et laboratorie-biogasanlæg. Det behandlede gylle nedmuldes i jord uden plantevækst, hvilket naturligvis udelukker betydningsfulde processer for kulstofomsætningen.

For at opstille komplette kulstofbalancer alene for gylle er det nødvendigt at foretage en isoleret bestemmelse af, hvor meget kompostens gylledel bevarer kulstoffet under kompostering og efterfølgende omsætning efter nedmuldning i jord. Hidtil har der ikke været foretaget en sådan isolering af gyllens omsætning, men i teorien skulle det være muligt med isotop-teknik og anvendelse af elefantgræs qua dets forhøjede  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -forhold. I eksperimentet er dette forsøgt i praksis, idet der er anvendt relativt uprøvede metoder, som dog under tidligere afprøvning er fundet tillidsvækkende.

En almindelig metode til at bestemme kulstofomsætning i jord er ved optag af det dannede kuldioxid i natriumhydroxid og efterfølgende modtitrering. Denne indirekte metode til at bestemme kulstofbevarelsen introducerer en større risiko for målefejl end ved direkte bestemmelse af jordprøvernes kulstofindhold. Dette kræver dog nedmuldning af store mængder kulstof for at kunne måle ændringer i jordens kulstofindhold som en signifikant difference. Med henblik på at benytte både den indirekte og den direkte metode til bestemmelse af kulstofbevarelsen, inkluderer eksperimentet to serier med henholdsvis moderat og stor kulstofnedmuldning i jord. Den moderate kulstofnedmuldning svarer til normal gødskning, mens den store kulstofnedmuldning svarer til kompostnedmuldning med henblik på forbedring af jordstrukturen. Almindeligvis gødes landbrugsjord ikke i mængder svarende til den store kulstofnedmuldning.

Som det fremgår har eksperimentet inkluderet flere delvis nye målemetoder, om hvilke det må konkluderes, at de ikke har leveret de forventede resultater. Herudover har eksperimentet vist flere anomalier, hvoraf den betydeligste har været en særdeles stor kulstofomsætning i det anvendte jord, hvilket har blokeret for flere af de fastsatte mål med eksperimentet. Som en konsekvens heraf har eksperimentets resultater ikke dannet basis for en artikel.

## 11.3 Materialer

### 11.3.1 Jord

Der blev anvendt en grov sandblandet lerjord (JB5) (12% ler, 13% silt, 38% finsand, 35% grovsand, 2,5% humus). 1,65% C. pH = 6,2 (i 0,01 M  $\text{CaCl}_2$ ). Reaktionstal 6,7. Jorden stammede fra pløjelaget på landbrugsjord fra forsøgscenter Årslev i Danmark. Jorden blev sigtet

på et 2 mm sigte, tørret til 13,5 vægt%, homogeniseret og derpå pre-inkuberet ved 9° C i to uger.

### 11.3.2 Gylle

Svinegylle og kvæggylle blev indsamlet i juni 1997 fra tanke med gylle fra besætninger med blandet alderssammensætning. Gyllen blev sigtet på et groft sigte og gylle til anaerob behandling blev desuden blendet. Derefter blev gyllen lagret ved -18° C indtil brug.

### 11.3.3 Elefantgræs

Elefantgræs (*Miscanthus x ogiformis* Honda "*Giganteus*") indsamlet i april 1996 fra Bygholm forsøgsstation i Danmark, blev i grofthakket tilstand brugt som strukturmateriale under komposteringen.

De anvendte materialer er listet i Bilag A.

#### 11.3.3.1 Begrundelse for brugen af elefantgræs

Kompostering kræver, at gylle sammenblandes med et strukturmateriale, hvilket introducerer en ekstra kulstofkilde til kulstofbalancerne for komposteringen og den efterfølgende omsætning af kompost i jord under inkuberingen. Som strukturmateriale anvendes elefantgræs, fordi elefantgræs anvender den såkaldte C<sub>4</sub>-fotosyntese ved indbygning af luftens CO<sub>2</sub>, mens det øvrige organiske materiale der indgår i eksperimentet, i gylle og i jorden, stammer fra planter med C<sub>3</sub>-fotosyntese. C<sub>4</sub>-planter indbygger lidt mere af den naturligt forekommende stabile <sup>13</sup>C-isotop under fotosyntesen end C<sub>3</sub>-planter, og C<sub>4</sub>-planters kulstofsammensætning har derfor et større <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-forhold. <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-forholdet i organisk materiale angives almindeligvis som δ<sup>13</sup>C-værdier målt i forhold til en reference, som er Peedee Formation (PDB) (Balesdent og Mariotti, 1996):

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = \left[ \frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{prøve}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{reference}}} - 1 \right] \times 1000$$

Hermed udtrykkes <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-forholdet som et negativt tal, hvor større værdier (mindre negative tal) udtrykker et større <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-forhold. δ<sup>13</sup>C for elefantgræs er omkring -14‰, mens δ<sup>13</sup>C for C<sub>3</sub>-planter og dansk jord er omkring -27‰. Hermed kan andelen af elefantgræs-kulstof i en kulstofprøve bestemmes ved vægtning af δ<sup>13</sup>C for prøven i forhold til værdierne for elefantgræs og C<sub>3</sub>-planter. Atmosfærens δ<sup>13</sup>C er i øvrigt -7‰, svarende til at kuldioxidindholdet har 1,1% <sup>13</sup>C.

## 11.4 Metoder

### 11.4.1 Kompost produktion

Svinegyllen og kvæggyllen blev blandet med elefantgræs (som strukturmateriale) i blandingsforholdet 65/35 v/v og 55/45 v/v og justeret til et tørstofindhold på 30%. Kulstof fra elefantgræs udgjorde herefter henholdsvis 91,1% og 88,4% af total-kulstofindholdet i de to blandinger.

Komposteringen fandt sted i 15 liters opstrøms batch-reaktorer (d = 27,5 cm), med cirka 10 liters aktivt volumen. Blandingen hvilede på perforerede aluminiumsplader, som var hævet



2,5 cm over bunden. Herved skabtes en jævn fordeling af den indgående luft i det horisontale plan. Den indgående luft var atmosfærisk luft med rumtemperatur, hvor CO<sub>2</sub> var fjernet ved opsamling i 2 M NaOH. Luften blev pumpet ind i reaktorerne vha. peristaltiske pumper. Pumper og marprenslanger var af mærket Watson Marlow®. Proces-temperaturen blev målt med to bi-metal termometre (type T) i centeraksen af hver reaktor, og blev logget hver 20. minut med en Grant® squirrel-logger 1250. Luft-flowet gennem reaktorerne blev målt ved at opsamle den udgående luft i poser over tid, hvorefter luftvolumenet i poserne blev målt. Temperaturen blev taget som udtryk for aktiviteten. Temperaturen blev maksimeret gennem hele komposteringsforløbet ved justering af luftflowet, som måtte begrænses mest muligt fordi det primære varmetab fulgte den udgående luft. Reaktorerne var i øvrigt vel-isolerede ved hjælp af mindst 15 cm flamingo og glasuld. Svinegylle- og kvæggylleblandingerne komposterede ved 40-52° C i henholdsvis 25 og 38 dage, for derefter fra dag 42 at modnes ved 30 til 20° C til afslutning på dag 118. Luftflowet var cirka 60 l/døgn indtil dag 40, derefter 40 l/døgn til dag 82 og 25 l/døgn til dag 118.

Gas-prøver for N<sub>2</sub>O-analyse blev udtaget med tryklås-sprøjte fra den udgående luftstrøm, og opbevaret i 3 ml evakuerede Venoject®-rør i op til 2 uger indtil analyse. Den færdige kompost blev grundigt sammenblandet, prøver blev udtaget til tørstofbestemmelse, og derefter opbevaret ved -18° C. Data for de færdige kompost fremgår af Bilag A.

#### 11.4.2 Produktion af afgasset gylle

Den anaerobe behandling fandt sted i to 4,5 liters automatiserede laboratorie-skala CSTR-reaktorer med 3 liters aktivt volumen (Hansen et al., 1998), ved 37° C. Gasproduktionen blev målt automatisk. Gasprøver til CO<sub>2</sub>- og CH<sub>4</sub>-analyse blev udtaget med tryklåssprøjte. Se i øvrigt Angelidaki (1992) for en beskrivelse af det anvendte apparatur. Kvæggyllen blev afgasset i den ene reaktor. Her blev steady state nået efter to uger, hvorefter behandlingen fortsatte i yderligere to uger med 15 døgn's opholdstid. Gasproduktionen var cirka 250 ml gas/g VS med cirka 65% CH<sub>4</sub>. Behandlingen af svinegylle forløb i to måneder uden opnåelse af steady state. Efter behandlingen blev begge typer afgasset gylle indsamlet ved tømning af reaktorerne. Da udløbet i bunden af reaktorerne var tilstoppet måtte tømningen ske ved at demontere reaktorerne, hvilket afslørede, at reaktorerne havde haft et bunddække på 1-2 centimeters tykkelse under hele behandlingen. Dette bunddække blev sammenblandet med det afgassede gylle ved tømningen. Bunddækket formodes at bestå af en blanding af noget nær fuldstændigt afgasset kvæggylle og nedbrudte rester af døde bakterier, idet begge reaktorer blev overtaget fra et eksperiment med mesofil afgasning af kvæggylle. Som følge af denne "forurening" med fremmed kvæggylle og lav omsætning af svinegylle, blev det afgassede svinegylle kasseret og indgik ikke i den videre del af forsøget. For kvæggylle betød "forureningen", at det afgassede kvæggylle bestod af en blanding af "egen" afgasset kvæggylle og "fremmed" afgasset kvæggylle. Da begge kilder er kvæggylle blev det besluttet, at arbejde videre med det blandede afgassede gylle. Data for det afgassede kvæggylle fremgår af Bilag A.

#### 11.4.3 Jord-inkubering

Det organiske materiale blev sammenblandet med 1 kg jord (tørstof-basis) og vandindholdet i alle prøver blev justeret til 17,5 vægt-%<sup>12</sup> (45% af vandkapaciteten). Prøverne blev herefter opbevaret i 3 liters lufttætte glasbeholdere, sammen med et glas vand til opretholdelse af

<sup>12</sup> Vandindholdet i jord angives som masse vand per masse tørstof.

100% luftfugtighed. Overheadluftens iltindhold var på intet tidspunkt under 50% af ilts partialtryk i atmosfærisk luft.

Prøver med elefantgræs blev medtaget til kontrol af elefantgræssets normalitet af hensyn til indholdet af elefantgræs i komposten. Ublandet jord fungerede som kontrol. Alle behandlinger blev udført med tre gentagelser (i triplikat), bortset fra blankoer (luft uden jord), som havde seks gentagelser. Beholderne blev opbevaret i mørke klimarum ved 9° C over en 14-måneders periode (430 dage). Omsætningen af kulstof i jorden (respirationen) blev fulgt ved CO<sub>2</sub>-produktionen, som blev målt på dag 2, 4, 7, 14, 21, 37, 52, 93, 177, 273, 430.

Det anvendte organiske materiale er opstillet i Bilag A. Nedmuldningerne blev foretaget i to serier. I én serie blev der nedmuldet materiale med 350 mg kulstof, svarende til en 2,1% forøgelse af kulstofindholdet i jorden (388 mg kulstof for kvæggyllekompost). Dette svarer til at gøde med en moderat mængde husdyrgødning. Denne serie kaldes "moderat kulstoftilførsel". I den anden serie, kaldet "stor kulstoftilførsel" blev der nedmuldet materiale med 3500 mg kulstof, svarende til 21,3% forøgelse af jordens kulstofindhold (3880 mg kulstof for kvæggyllekompost). Det opkoncentrerede gylle og afgasset gylle i Bilag A blev anvendt i denne serie. De mængder, der blev anvendt i denne serie, svarer mest til situationen når der nedmuldes kompost til forbedring af jordstrukturen. Der anvendes ikke så store mængder, hvis det udelukkende er for at gøde.

#### 11.4.4 Prøveindsamling og analyse

Total-N, total-C og  $\delta^{13}\text{C}$  blev analyseret på et masse-spektrometer type Europa Scientific 20-20 Stable isotope analyser koblet på en Europa Scientific ANCA-NT system Solid/Liquid Preparation Module, He-sporgas, acet-anilid-standard. Ammoniak-indholdet ( $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ ) blev målt med en modificeret Kjeldahl-metode, hvor destruktionstrinnet var udelukket.

Prøver fra rå gylle og afgasset gylle blev udtaget i duplikat, mens prøver fra kompost blev udtaget som enkeltprøver. Prøverne blev forberedt til analyse ved justering til cirka pH 3 med en kendt mængde HCl for at undgå  $\text{NH}_3$ -fordampning ved den efterfølgende tørring ved 105° C. Analysen på masse-spektrometer foregik i quaduplikat. Jordprøver blev udtaget i single og tørret ved 105° C, og pulveriseret i en kuglemølle. Analysen på masse-spektrometer foregik i duplikat.

CO<sub>2</sub>-produktionen blev bestemt ved opfangning i en kendt mængde NaOH (1,5-5 M) indeholdt i et eller to stk. 20 ml glas, som var placeret på jorden i glasbeholdere. Efter fældning af de dannede bicarbonat- og carbonat-ioner med BaCl<sub>2</sub>, blev resterende NaOH tilbagetitreret med HCl.

Bestemmelse af  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen af det producerede CO<sub>2</sub> skete ved fældning som CaCO<sub>3</sub>. Fældningen blev gennemført ved først at udtage en mængde af NaOH-opløsningen, indstille til pH = 9,5, og derpå mætte opløsningen med CaCl<sub>2</sub>. CaCO<sub>3</sub> blev isoleret efter bundfældning ved centrifugering ved 30.000 g.

#### 11.4.5 Metoder til beregning af kulstofbalancer

For de forskellige behandlinger: kompostering, bioforgasning og omsætning i jord kan kulstofbalancerne opstilles ifølge

$$(1) \quad C_{\text{ind}} = C_{\text{ud,rest}} + C_{\text{ud,gas}}$$

hvor  $C_{\text{ud,gas}}$  vil forekomme som CO<sub>2</sub>-C og/eller CH<sub>4</sub>-C. Da komposteringen og omsætningen i jorden gennemførtes som batch-processer betegner  $C_{\text{ind}}$  og  $C_{\text{ud,rest}}$  kulstofmængderne i henholdsvis udgangsmaterialet og i materialet efter behandlingens afslutning. For bioforgasnin-

gen gælder specielle forhold, hvorved kulstofbalancen kan opstilles som for en batch-proces, selvom behandlingen gennemførtes ved kontinuert flow.

Den simple kulstofbalance i ligning (1) er dog ikke umiddelbart anvendelig til at opfylde formålet med kulstofbalancerne: at belyse skæbnen for kulstof fra gyllen gennem behandlingene. Det skyldes, at gylle-kulstof sammenblandes med anden kulstof undervejs i behandlingerne, og der må derfor gøres forskellige tiltag for at holde kulstof fra de forskellige kilder adskilt i beregningerne. Fremgangsmåden herfor beskrives i det følgende, sammen med de resulterende ligninger til bestemmelse af gyllekulstoffets skæbne under behandlingerne.

#### 11.4.5.1 Kompostering

Til beregning af hvor stor andel af kulstoffet i den anvendte gylle der genfindes i den færdige kompost, beregnes andelen af kulstof fra gylle i den færdige kompost med

$$(2) \quad A_{\text{gylle-C}} (\%) = (\delta^{13}\text{C}_{\text{kompost}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{elefantgræs}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{gylle}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{elefantgræs}}) \cdot 100$$

hvor  $\delta^{13}\text{C}$ -signaturene er

$\delta^{13}\text{C}_{\text{gylle}} = \text{cirka } -27\text{‰}$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{elefantgræs}} = \text{cirka } -14\text{‰}$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{kompost}}$  måles

se Bilag A for målte  $\delta^{13}\text{C}$ -værdier.

Ligning (2) bygger på den antagelse, at de indgående plantekomponenter i de organiske materialer omsættes med samme hastighed.

Andelen af gylle-kulstof der resterer i komposten,  $R_{\text{gylle-C,komp}}$  beregnes derefter af:

$$(3) \quad R_{\text{gylle-C,komp}} (\%) = \frac{A_{\text{gylle-C}} \cdot m_{\text{komp}} \cdot \%TS \cdot \%C_{TS}}{m_{C,\text{ind}}}$$

hvor:

$m_{\text{komp}}$  angiver den samlede masse (vægt) af kompost i reaktoren

$\%TS$  angiver tørstofindholdet i den færdige kompost

$\%C_{TS}$  angiver kulstofindholdet i TS

$m_{C,\text{ind}}$  er kulstofmængden indeholdt i den gyllemængde, der anvendes til startblandingen.

Beregning af kulstoffabet fra gylle beregnes som  $1 - R_{\text{gylle-C,komp}}$ . Beregninger for elefantgræs udføres ved modifikation af ligning (2) og (3).

#### 11.4.5.2 Produktionen af afgasset kvæggylle

Selvom bioforgasningen foregik i en kontinuert-flow reaktor (CSTR) kan den opfattes og beregnes som en batch-reaktor, fordi den afgassede gylle blev opsamlet ved at tømme hele reaktoren. På grund af "forureningen" med bundfald fra et tidligere eksperiment er der dog to kilder til kulstoffet i den afgassede gylle. Den ene kilde er det kvæggylle, som tilhører eksperimentet, og som det var hensigten at afgasse. Den anden kilde er kvæggylle fra det tidligere eksperiment.

Da afgasningen kan opfattes som være foretaget i en batch, kan der opstilles en forholdsvis simpel kulstofbalance over afgasningen, og af denne kulstofbalance kan det beregnes hvor meget kulstoffet i den sammenblandede afgassede gylle udgør af en fiktiv gylle bestå-

ende af en blanding af dette eksperiments gylle og det gylle, hvis rester er efterladt i reaktorens bund.

Ved opstilling af kulstofbalancen opfattes reaktoren som bestående af to rum hvori afgangningen af de to kilder finder sted separat. I øverste del (herefter benævnt toppen, T) skete afgangningen af dette eksperiments kvæggylle (eksperimentgylle). I nederste del (herefter benævnt bunden, B) skete afgangningen af en fiktiv mængde kvæggylle fra det tidligere eksperiment (fremmedgylle). Hermed får kulstofbalancen (ind = ud) denne struktur, hvor C angiver masse (vægt) kulstof:

$$(4) \quad C \text{ i top ved start} + C \text{ i bund ved start} = C \text{ i top ved slut} + C \text{ i bund ved slut} + C \text{ i biogas}$$

For batch-afgasningens start kendes kulstofkoncentrationen i toppen fra målinger på eksperiment-gyllen ( $C_{T,start}$ ). For batch-afgasningens slut kendes ligeledes kulstofkoncentrationen i toppen fra målinger på udløbet fra reaktoren ( $C_{T,slut}$ ). For slut kendes desuden kulstofkoncentrationen af det sammenblandede afgassede gylle, som fremkom efter tømning af reaktoren ( $C_{R,slut}$ ). Af de to sidste oplysninger kan kulstofkoncentrationen i bunden af reaktoren beregnes ( $C_{B,slut}$ ). For opstilling af kulstofbalancen vil tre elementer stadig fremstå som ukendte. Disse er toppens andel af reaktorens samlede volumen ( $A_{V,T}$ ), andelen af kulstof der er afgasset fra den fiktive gylle i reaktorens bund ( $X_{C,B,slut}$ ), samt kulstoffet i den producerede biogas ( $m_{biogas-C}$ ).  $A_{V,T}$  og  $X_{C,B,slut}$  vil blive skønnet. Med V som reaktorens samlede volumen, kan kulstofbalancen opstilles:

$$(5) \quad V \cdot A_{V,T} \cdot C_{T,start} + V \cdot (1 - A_{V,T}) \cdot \frac{C_{B,slut}}{1 - X_{C,B,slut}} \\ = V \cdot A_{V,T} \cdot C_{T,slut} + V \cdot (1 - A_{V,T}) \cdot C_{B,slut} + m_{biogas-C}$$

hvor:

$$(6) \quad C_{B,slut} = \frac{C_{R,slut} - C_{T,slut} \cdot A_{V,T}}{1 - A_{V,T}}$$

idet  $C_{B,slut}$  er afledt af:

$$(7) \quad V \cdot C_{R,slut} = V \cdot A_{V,T} \cdot C_{T,slut} + V \cdot (1 - A_{V,T}) \cdot C_{B,slut}$$

Kulstoffet i hele reaktoren efter afgangningen udgør dermed  $R_{slam}$  af det kulstof, som var indeholdt i den fiktive gylleblanding i reaktoren ved forgasningens start, idet  $R_{slam}$  er udtrykt ved:

$$(8) \quad R_{slam} (\%) = \frac{A_{V,T} \cdot C_{T,slut} + (1 - A_{V,T}) \cdot C_{B,slut}}{A_{V,T} \cdot C_{T,start} + (1 - A_{V,T}) \cdot \frac{C_{B,slut}}{1 - X_{C,B,slut}}} \cdot 100$$

hvor

$C_{T,start}$  : Kulstofkoncentrationen i eksperimentets gylle

$C_{T,slut}$  : Kulstofkoncentrationen i toppen efter afgangningen (målt som kulstofkoncentrationen i effluenten)

$C_{R,slut}$  : Kulstofkoncentrationen i den samlede mængde afgasset gylle (i top og bundfald) efter tømning af reaktoren

$C_{B,slut}$  : Kulstofkoncentrationen i bundfaldet, ligning (6)

$A_{V,T}$  : Skønnet tal for toppens andel af reaktorens volumen (%)

$X_{C,B}$  : Skønnet tal for omsætningen af kulstoffet i reaktorens bund (%),

hvor det kan antages, at  $A_{V,T}=95\%$  og  $X_{C,B}=50\%$  (fuld udrådning af kvæggylle).

Til oplysning om hvor godt afgangningen af eksperimentgylle fandt sted, kan det af ligning (9) beregnes, hvor stor en andel af kulstoffet der afgasses,  $X_{exp}$ . Ligning (10) angiver hvor stor andel af kulstoffet i den samlede afgassede gylle, der stammer fra eksperimentgylle,  $A_{C,T}$ , dvs. andelen af kulstof fra øverste del af reaktoren i den samlede mængde kulstof i det afgassede gylle:

$$(9) \quad X_{exp} = \frac{C_{T,start} - C_{T,slut}}{C_{T,start}}$$

$$(10) \quad A_{C,T} = \frac{C_{T,slut} \cdot A_{V,T}}{C_{R,slut}}$$

#### 11.4.5.3 Omsætningen i jord

Bestemmelse af hvor meget af det nedmuldede kulstof der resterer i jorden efter omsætningen vanskeliggøres af den samtidige omsætning af jordens eget kulstof, idet kulstoffet fra de to kilder ikke kan afskilles efter omsætningen. Omsætningen af tilført kulstof kan dog bestemmes ved at supplere den simple ind-ud-kulstofbalance ( $m$ =masse/mængde):

$$(11) \quad m_{C,jord,ind} + m_{C,tilført,ind} = m_{C,prøve,ud} + m_{CO_2-C,prøve}$$

med en kulstofbalance for kulstofomsætningen i ren jord (kontroljord  $m_{C,kontrol} = m_{C,jord}$ ):

$$(12) \quad m_{C,kontrol,ind} = m_{C,kontrol,ud} + m_{CO_2-C,kontrol}$$

idet (11) minus (12) giver en række målbare komponenter:

$$(13) \quad m_{C,tilført,ind} = m_{C,prøve,ud} - m_{C,kontrol,ud} + m_{CO_2-C,prøve} - m_{CO_2-C,kontrol}$$

Heraf kendes mængden af tilført kulstof  $m_{C,tilført,ind}$ . Ligning (13) er anvendelig under den antagelse, at der er samme omsætning i prøvejord og kontroljord. Den direkte metode til at bestemme hvor meget af det tilførte kulstof der resterer efter omsætningen er at måle kulstofmængden i prøverne og i kontroljorden og beregne differencen. På grund af det relativt beskedne bidrag til jordens kulstofindhold, som gødningstilførslen giver, er denne metode dog kun anvendelig for serien "stor kulstoftilførsel". Med den direkte metode bestemmes andelen af tilført kulstof der resterer efter omsætning,  $R_{C,direkte,tilført}$  ved

$$(14) \quad R_{C,direkte,tilført} (\%) = \frac{m_{C,prøve,ud} - m_{C,kontrol,ud}}{m_{C,tilført,ind}} \cdot 100$$

idet  $m_{C,prøve,ud} - m_{C,kontrol,ud}$  udtrykker, hvad der er bevaret af tilført kulstof. Ved beregning af spredning på  $R_C$  må man dog forholde sig til, at der er usikkerhed på det initiale kulstofindhold i prøverne, dvs. på den anvendte jords kulstofindhold og på det tilførte materiale ( $m_{C,jord,ind} + m_{C,tilført,ind}$  i ligning (11)). Dermed må spredningen på  $R_{C,direkte,tilført}$  beregnes på grundlag af

$$(15) \quad R_{C,spredning,direkte,tilført} (\%) = \frac{m_{C,prøve,ind} - m_{C,kontrol,ind} - (m_{C,prøve,ud} - m_{C,kontrol,ud})}{m_{C,tilført,ind}} \cdot 100$$

hvor  $m_{C,prøve,ind} = m_{C,jord,ind} + m_{C,tilført,ind}$  ( $m_{C,kontrol} = m_{C,jord}$ ). De mange led i ligning (15) giver en betydelig ophobning af spredningen på de enkelte led, hvorfor ligningen stiller betydelige krav til nøjagtighed ved bestemmelse af  $m_C$ , for at spredningen ikke skal dominere resultatet, dvs. målingerne af kulstofindholdet i prøver og kontrol skal være præcise. Dette er ulempen ved den direkte metode til bestemmelse af kulstofbevarelsen.

Ved mindre kulstoftilførsel, som i serien "moderat kulstoftilførsel", vil spredningen blive dominerende. I stedet bestemmes indholdet indirekte ved måling af respirationen. Ulempen ved dette er risikoen for fejl og måleusikkerhed ved måling af respirationen. Ved den indirekte metode bestemmes andelen af tilført kulstof der resterer efter omsætning,  $R_{C,indirekte,tilført}$  ved

$$(16) \quad R_{C,indirekte,tilført} (\%) = \left( 1 - \frac{m_{CO_2-C,prøve} - m_{CO_2-C,kontrol}}{m_{C,tilført,ind}} \right) \cdot 100$$

Prøverne med kompost kræver særlig beregning pga. det tilførte elefantgræs som beskrevet i afsnit 11.3.3.1. Dertil anvendes måling af  $\delta^{13}C$  for det producerede kuldioxid for hver måleperiode fra prøver med kompost. Først beregnes en vægtet  $\delta^{13}C$ -værdi for det kumulerede  $CO_2$  vha.

$$(17) \quad \delta^{13}C_{CO_2-C,vægtet,a} = \frac{m_{CO_2-C,p=1} \cdot \delta^{13}C_{p=1} + \dots + m_{CO_2-C,p=a} \cdot \delta^{13}C_{p=a}}{\sum_{p=1}^{p=a} m_{CO_2-C,p}}$$

hvor a er antallet af perioder som vægtningen strækker sig over. Vægtningen gennemføres over alle måleperioder ( $a=11$ ) for at beregne omsætningen af gylle ved inkuberingens slutning.

Herefter beregnes  $CO_2$ -produktionen fra gylle og elefantgræs på basis af målinger af den kumulerede respiration fra prøverne med kompost ( $m_{CO_2-C,prøve}$ ) og fra kontrol ( $m_{CO_2-C,kontrol}$ ), idet det antages, at

$$m_{CO_2-C,kompost} = m_{CO_2-C,prøve} - m_{CO_2-C,kontrol}$$

$$m_{CO_2-C,kompost} = m_{CO_2-C,gylle} + m_{CO_2-C,elefantgræs}$$

$$\delta^{13}C_{CO_2-C,jord} = -27\text{‰}$$

$$\delta^{13}C_{CO_2-C,elefantgræs} = -14\text{‰}$$

$\delta^{13}C$  for  $CO_2$  fra kompost,  $\delta^{13}C_{CO_2-C,kompost}$ , beregnes herefter af

$$(18) \quad m_{CO_2-C,prøve} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,vægtet} = m_{CO_2-C,kontrol} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,jord} + m_{CO_2-C,kompost} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,kompost}$$

⇔

$$(19) \quad \delta^{13}C_{CO_2-C,kompost} = \frac{m_{CO_2-C,prøve} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,vægtet} - m_{CO_2-C,kontrol} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,jord}}{m_{CO_2-C,kompost}}$$

Endelig specificeres CO<sub>2</sub>-produktionen fra gylle og elefantgræs ved

$$(20) \quad m_{CO_2-C,kompost} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,kompost} = m_{CO_2-C,elefantgræs} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,elefantgræs} + m_{CO_2-C,gylle} \cdot \delta^{13}C_{CO_2-C,gylle}$$

=>

$$(21) \quad m_{CO_2-C,gylle} = m_{CO_2-C,kompost} \cdot \frac{\delta^{13}C_{CO_2-C,kompost} - \delta^{13}C_{CO_2-C,elefantgræs}}{\delta^{13}C_{jord} - \delta^{13}C_{CO_2-C,elefantgræs}}$$

og

$$(22) \quad m_{CO_2-C,elefantgræs} = m_{CO_2-C,kompost} - m_{CO_2-C,gylle}$$

## 11.5 Resultater og diskussion

### 11.5.1 Komposteringen

Komposteringen af blandingerne af svinegylle+elefantgræs og kvæggylle+elefantgræs resulterede i at henholdsvis 65% og 55% af det samlede kulstofindhold i blandingerne blev bevaret. Disse tab er af samme størrelsesorden som observeret andetsteds (Kirchmann og Witter, 1992; Eghball et al., 1997). Med ligning (2) og (3) og måling af  $\delta$ -PDB præciseres det, at 83% af det initiale kulstofindhold fra svinegylle genfandtes i svinekomposten, mens kvæggylle bevarede 77% af kulstoffet. Se Tabel 11.1 for de tilsvarende kulstof-tab.

Tabel 11.1: Kulstof-tabet ved kompostering.

%	Svinekompost		Kvægkompost	
C-tab fra blandinger	35		45	
%	Gylle	Elefantgræs	Gylle	Elefantgræs
C-tab fra gylle og elefantgræs	17	37	23	48

Tabet fra henholdsvis gylle og elefantgræs er bestemt ved måling af  $\delta^{13}C$ . Spredningerne på tallene er negligible.

Elefantgræs blev omsat dobbelt så meget som gylle, og eftersom kulstoffet i udgangsblandingerne for cirka 90%'s vedkommende bestod af elefantgræs-kulstof, var elefantgræs kilde til cirka 95% af kulstof-tabet.

I den færdige svinekompost var 89% af kulstoffet fra elefantgræs og 11% fra gylle. For kvægkompost var 84% af kulstoffet fra elefantgræs og 16% fra gylle.

### 11.5.2 Bioforgasningen af kvæggylle

Tilstedeværelsen af bundfald i reaktoren gjorde det som nævnt nødvendigt at betragte kulstof-fet i det producerede afgassede kvæggylle som en rest af kulstoffet i en fiktiv portion kvæggylle. Ud fra målinger af kulstofindholdet i strømme ud og ind af biogasreaktoren og ligning (8) fremkommer det, at kulstoffet i det afgassede gylle udgør 53% af kulstoffet i den fiktive portion kvæggylle, dvs. 47% er afgasset.

Omsætningen af dette eksperiments kvæggylle beregnes til 48% ved hjælp af ligning (9), men til cirka 28% på basis af den producerede metan i forhold til tilført materiale (data ikke vist). Begge resultater er følsomme overfor måleunøjagtigheder, men uoverensstemmelsen giver ikke anledning til at forkaste den beregnede kulstofomsætning i det fiktive gylle, som er forholdsvis robust overfor måleunøjagtigheder og afvigelse fra anvendte forudsætninger for bundfaldet.

### 11.5.3 Omsætning af organisk materiale i jord - eksperimentets inkuberingsdel

#### 11.5.3.1 Anomalier under inkuberingsdelen

Inkuberingen viste sig desværre at give anomale resultater, som begrænser anvendeligheden af de fremkomne data, herunder fuldstændig opstilling af kulstofbalancer. Til gengæld giver anomalierne anledning til eftertanke, også i forhold til senere eksperimenter, og må derfor betragtes som en del af eksperimentets resultat.

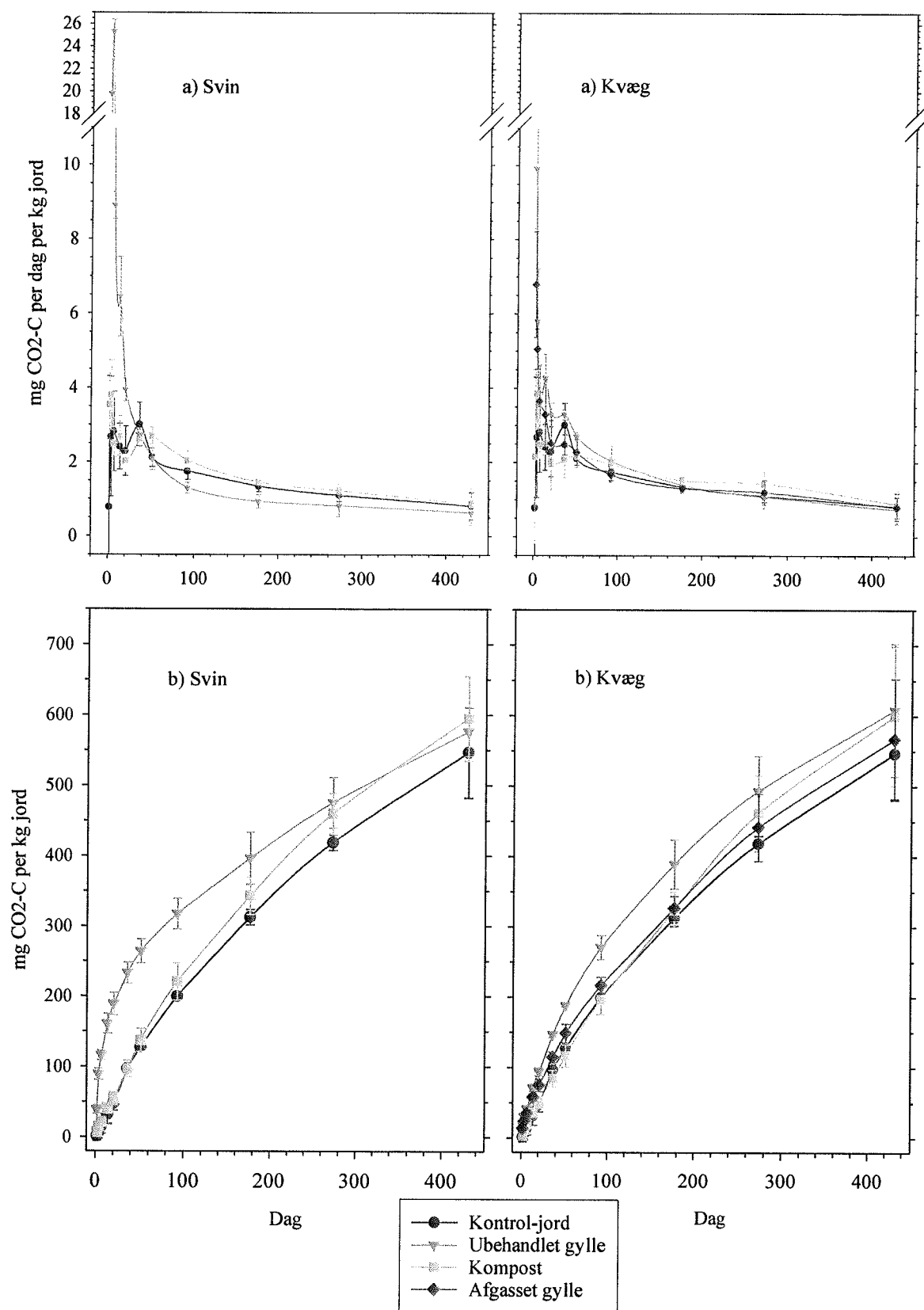
Anomalierne beskrives i de relevante underafsnit. En generel anomali er dog en stor respiration i den anvendte jord. Således blev 3,3% af kontroljordens kulstofindhold omsat i løbet af inkuberingstiden. Respirationshastigheden er særligt iøjnefaldende, fordi samme jord, anvendt i et studenterprojekt ved samme temperatur udviste cirka halvt så stor CO<sub>2</sub>-dannelseshastighed (Luxhøj, 1999).

#### 11.5.3.2 Kulstofbevarelsen ved moderat kulstoftilførsel

Respirationshastigheden for prøver med moderat kulstoftilførsel fremgår af Figur 11.1, hvor det bemærkes, at kontroljordens respiration ikke er fratrasket prøverne. Den generelt store respiration for kontroljorden fremgår af figuren, men derudover ses den anomali, at kontroljordens respiration er større end respirationen fra prøver med svinegylle og afgasset kvæggylle. Som konsekvens heraf synes det ikke rimeligt at trække kontroljordens respiration fra prøverne med henblik på at beregne omsætningen af tilført kulstof.

Som alternativ til at sammenligne gødningernes procentvise omsætning, giver den kumulerede respiration på dag 430 mulighed for en kvalitativ sammenligning, se Figur 11.1 b). Figuren viser, at prøverne omsættes nogenlunde lige meget. Statistiske t-test og F-test på rådata (ikke vist) giver da heller ikke anledning til at afvise, at tilførsel af rå svinegylle og svinekompost giver ens omsætning, eller at rå kvæggylle, afgasset kvæggylle og kvæggylle kompost giver ens omsætning. Eksperimentet viser altså ingen forskel i omsætningen i jorden uanset gyllens behandling forud for nedmuldning. De betydelige spredninger på de kumulerede omsætninger ved dag 430 for alle målinger, samt kontroljordens store respiration, kan dog være årsag til, at der ikke kan påvises forskelle mellem prøverne. Dette kan også forklare, at prøverne ikke afviger fra kontroljorden.





Figur 11.1: a) Respirationshastigheden og b) kumuleret respirationshastighed fra prøver med MODERAT kulstoftilførsel (350 mg C) i form af ubehandlet gylle, kompost og afgasset gylle (kun for kvæg). Kontrol er ikke fratrasket. Lodrette streger angiver 95%-konfidensintervaller. n=3.

#### 11.5.3.3 Kulstofbevarelsen ved stor kulstoftilførsel

Kulstofbevarelsen efter stor kulstoftilførsel blev målt både med den direkte metode ved måling af prøvernes kulstofindhold efter afslutning af inkuberingen og med den indirekte metode gennem CO<sub>2</sub>-produktionen.

For den *direkte bestemmelse* af kulstofomsætningen ses start- og slutindholdet af kulstoffet af Tabel 11.2.

Tabel 11.2: Kulstofindholdet i prøver med stor tilførsel.

Tilført materiale	Kulstofindhold %			$\delta^{13}\text{C} \text{ ‰}^1$ Slut
	Start	Slut	Slut 95%- konf.intervaller	
Svinegylle	1,98	1,80 (0,06)	1,76-1,85	
Svinekompost	1,98	1,76 (0,04)	1,73-1,79	-25,98 (0,28)
Kvæggylle	1,98	1,78 (0,05)	1,74-1,82	
Afgasset kvæg- gylle	1,98	1,78 (0,03)	1,76-1,80	
Kvægkompost	2,01	1,74 (0,06)	1,69-1,79	-25,70 (0,22)
Kontroljord	1,65	1,57 (0,05)	1,53-1,61	-27,55 (0,11)
Elefantgræs <sup>1</sup>	1,98	1,66 (0,08)	1,56-1,68	-25,83 (0,20)

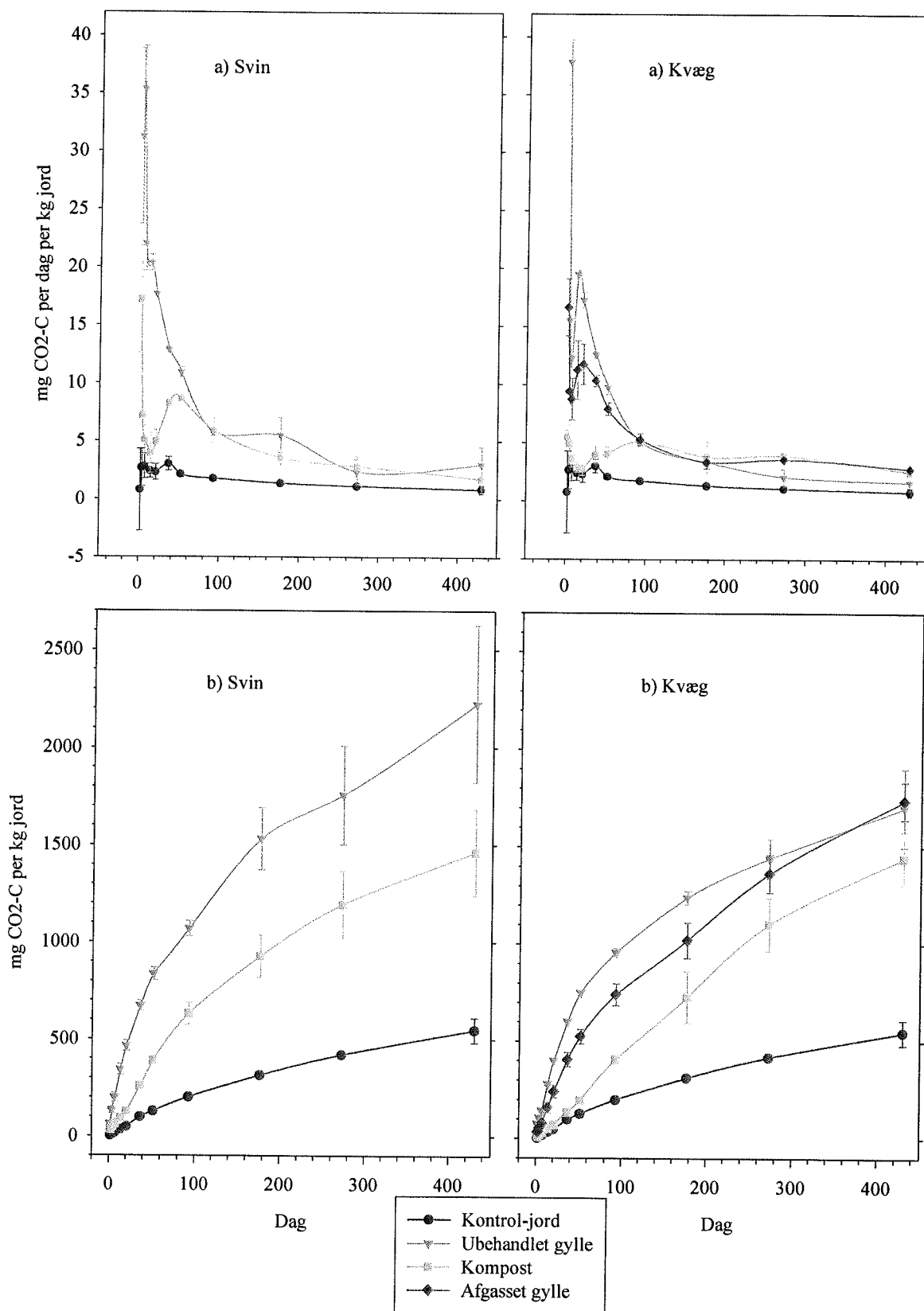
Kulstofindhold ved start er beregnet ud fra indholdet i jord og det tilførte materiale. Spredningen herpå er beregnet til 0,06% (absolut) for alle prøver. Slut = dag 430. Antal målegentagelser n = 9 med spredning i parentes. <sup>1</sup> Data for elefantgræs og  $\delta^{13}\text{C}$  er medtaget for senere diskussion.

Målingerne giver ikke mulighed for beregning af andel bevaret kulstof ifølge ligning (14), da spredningen herpå vil blive dominerende (ligning (15)).

Under antagelse af at jorden i hver af prøverne omsættes lige meget, kan kulstofbevarelsen af tilført kulstof udtrykkes ved slutindholdet. T-tests (ikke vist) påviser ingen forskel mellem de forskellige behandlinger. 95%-konfidensintervallerne indikerer dog, at kvægkompost efterlader mindre kulstof i jorden end rå og afgasset kvæggylle, særligt taget i betragtning, at kvægkompost startede med et større kulstofindhold. Samme indikation ses for svinekompost i forhold til svinegylle. Et større antal målegentagelser ville muligvis have eftervist dette, men kunne ikke gennemføres. Herudover fremgår det, at kulstofbevarelsen fra rå og afgasset kvæggylle er ens.

Generelt har den direkte metode vist sig for følsom overfor spredning på kulstofindholdet, selvom der blev tilført relativt store mængder materiale.

Den *indirekte bestemmelse* af CO<sub>2</sub>-produktionen fra prøver med stor kulstoftilførsel gav et tydeligere billede af omsætningen, se Figur 11.2. Af den kumulerede CO<sub>2</sub>-produktion ved dag 430 ses forskelle i respiration mellem de forskellige prøver. For svinegødningen viser T-test på rådata (ikke vist) således, at respirationen fra prøver med rå svinegylle er større end fra prøver med svinekompost. For kvæggylle viser F-test og t-test, at prøver med rå kvæggylle giver samme respiration som prøver med afgasset kvæggylle, som begge giver større respiration end prøver med kvægkompost.



Figur 11.2: a) Respirationshastigheden og b) kumuleret respirationshastighed fra prøver med STOR kulstoftilførsel (3500 mg C) i form af ubehandlet gylle, kompost og afgasset gylle (kun for kvæg). Kontrol er ikke fratrasket. Lodrette streger angiver 95%-konfidensintervaller. n=3.

Målingerne giver anledning til en kvantitativ bestemmelse af omsætningsprocenten, som angivet i Tabel 11.3. Det fremgår, at begge typer kompost omsættes mindst, og at rå gylle og afgasset kvæggylle omsættes lige meget. Den specifikke omsætning af gylle og elefantgræs indeholdt i kompost diskuteres nedenfor.

Tabel 11.3: Omsætning af tilført kulstof i forhold til de tilførte mængder.

Tilført materiale	% omsat af tilført kulstof
Svinegylle	48 (5)
Svinekompost	26 (3)
Kvæggylle	33 (3)
Afg. kvæggylle	34 (2)
Kvægkompost	23 (2)

Spredning i parentes. n=3. Der antages 5% spredning på tilført materiale.

Det bemærkes, at den lavere omsætning af kompost påvist med den indirekte metode er i uoverensstemmelse med at den direkte metode indikerer større omsætning af kvægkompost end øvrige gødninger. En lavere omsætning af kompost end øvrige gødninger er dog i overensstemmelse med Kirchmann og Bernal (1997), som målte omsætningen i jord af rå, afgasset og komposteret svine- kvæg- og fjerkrægødning i 70 dages inkuberingsforsøg.

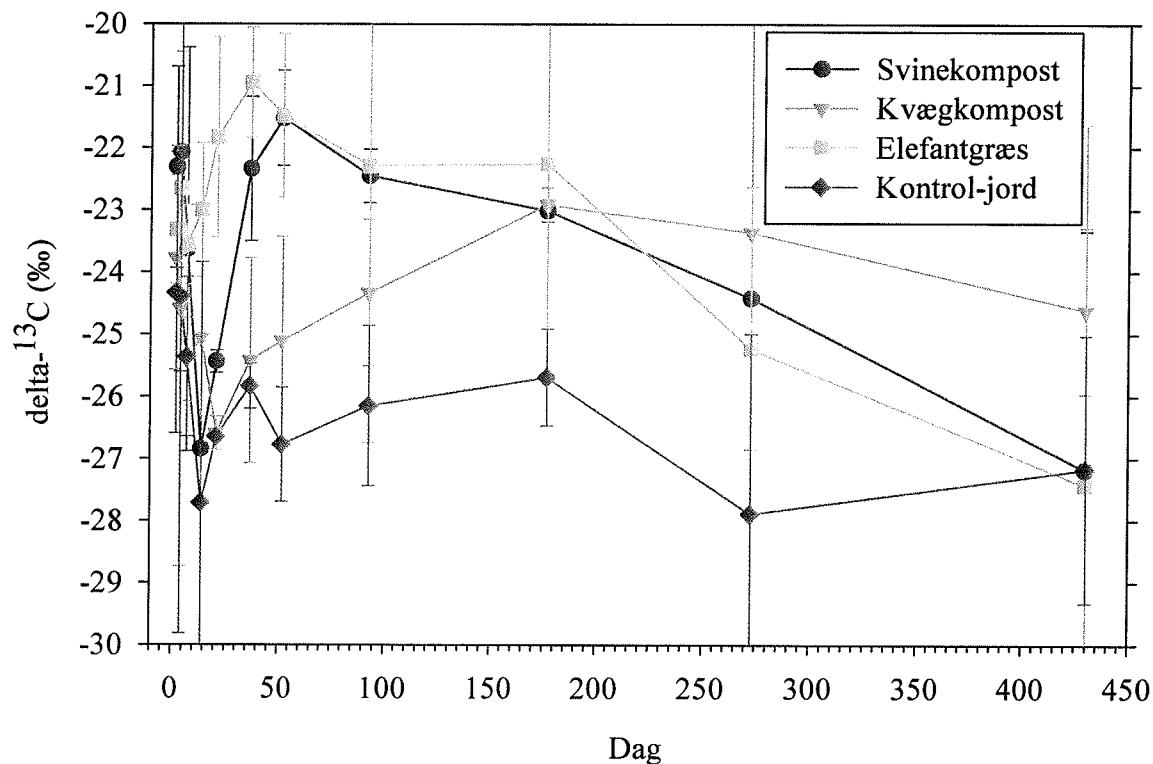
#### 11.5.3.4 Specifisering af kompostens omsætning under inkubering

Målinger af  $\delta^{13}\text{C}$  for det dannede kuldioxid fra omsætningen af svinekompost og kvægkompost skulle muliggøre beregning af hvor stor andel af den dannede  $\text{CO}_2$  fra omsætning af kompost, der stammede fra gylle, ifølge ligning (17)-(21). Dette blev desværre hindret af betydelige spredninger på  $\delta^{13}\text{C}$  for gentagelserne af samme prøve og kontroljordens store respiration. Desuden udviste elefantgræsset betydelig anomalitet, hvilket alt andet lige ville mindske resultaternes troværdighed. Disse forhold diskuteres i det følgende.

Figur 11.3 viser  $\delta^{13}\text{C}$  for  $\text{CO}_2$  fra prøverne tilført moderate mængder kvægkompost, svinekompost og elefantgræs, samt kontroljord. Målingerne er behæftet med anomalt stor spredning, som er opstået på gentagelserne af hver prøve. På figuren er spredningen angivet som 95%-konfidensintervaller. Den anvendte metode til måling af  $\delta^{13}\text{C}$  for  $\text{CO}_2$  var ellers fundet lovende i et studenterprojekt, som fandt små spredninger på målingerne (Brandt, 1998). Både de betydelige spredninger og kontroljordens store respiration (jvnf. afsnit 11.5.3.1) hindrer beregning af den specifikke omsætning af gylle indeholdt i kompost ifølge ligning (21).

To forhold ved det anvendte elefantgræs er bemærkelsesværdige. Det ene er den betydelige respiration fra prøven med moderat elefantgræstilførsel, se Figur 11.4. Den konstante høje omsætningshastighed ved moderat kulstoftilførsel og den resulterende omsætningsprocent på 84% må anses for usædvanligt stor. Til gengæld blev der observeret samme omsætningshastighed som ved stor kulstoftilførsel i et studenterprojekt, som benyttede samme elefantgræs, mængde og temperatur. En omsætning på 59% af tilført kulstof som observeret ved stor kulstoftilførsel er mindre end angivet for halm i Janssen (1984). Til sammenligning omsættes kompost kun beskedent ved moderat tilførsel (se Figur 11.1), og 23-26% ved stor tilførsel (se Tabel 11.3), selvom kompost indeholder cirka 90% elefantgræskulstof.

Det andet bemærkelsesværdige forhold ved det anvendte elefantgræs er det kraftige fald i  $\delta^{13}\text{C}$  for  $\text{CO}_2$  fra elefantgræsprøven i inkuberingens to sidste måleperioder, hvilket indikerer faldende elefantgræsoomsætning, se Figur 11.3. Dette er ikke konsistent med den uændrede



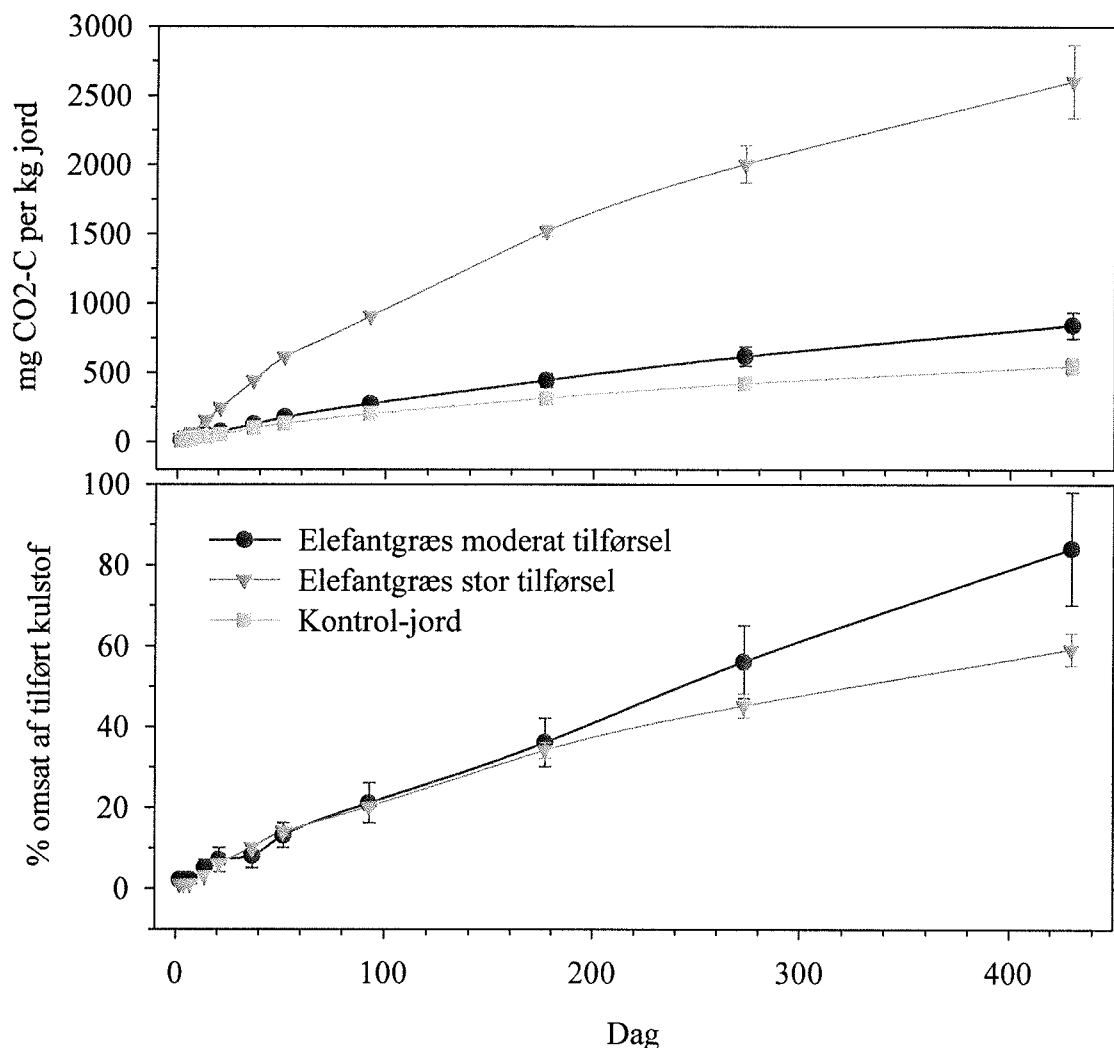
Figur 11.3:  $\delta^{13}\text{C}$  for kuldioxid fra omsætning af jordprøver nedmuldet med svinekompost, kvægkompost og elefantgræs. Lodrette streger angiver 95%-konfidensintervaller.  $n=3$ .

respirationshastighed. Ved indledningen til den sidste periode er der produceret  $\text{CO}_2$  svarende til 54% af de tilførte elefantgræskulstof. Samme inkonsistens som for elefantgræs optræder for elefantgræs i svinekompost, men ikke for kvægkompost.

Generelt udtrykker  $\delta^{13}\text{C}$ -værdierne position i Figur 11.3 andelen af kulstof fra elefantgræs i det dannede  $\text{CO}_2$ , idet  $\delta^{13}\text{C} = -21\text{‰}$  svarer til 46% elefantgræskulstof og  $-27\text{‰}$  svarer til 0% elefantgræskulstof.

Der ses betydelig omsætning af elefantgræs i svinekompost indtil dag 177, mens omsætningen af elefantgræs i kvægkompost først er betydelig efter dag 177. Indholdet af elefantgræskulstof i  $\text{CO}_2$  fra prøver med svinekompost er lige så stort som i  $\text{CO}_2$  fra prøver med elefantgræs, som dog har større absolut omsætning af elefantgræs udtrykt ved respirationshastigheden. Det kan ikke specificeres om den øvrige del af  $\text{CO}_2$ -indholdet fra svine- og kvægkompost stammer fra gylle indeholdt i komposten eller fra jorden.

Af  $\delta^{13}\text{C}$ -værdien ved dag 430 for jordprøverne med stor komposttilførsel (se Tabel 11.2) kan det beregnes, at prøvernes indhold af elefantgræskulstof er 2,2 g per kg jord (0,2 g spredning). Med komposten tilføres cirka 3 g elefantgræskulstof, dvs. cirka 26% af det med komposten tilførte elefantgræskulstof omsættes. Da den indirekte metode har vist, at 23-26% af det tilførte kompost omsættes ved stor komposttilførsel, jvnf. Tabel 11.3, og da elefantgræskulstof udgør cirka 87% af kulstofindholdet i det tilførte kompost, må omsætningen på 23-26% primært tilskrives omsætning af elefantgræs. Gylle indeholdt i kompost kan dog være kilde til en mindre del af omsætningen.



Figur 11.4: Øverst: Kumuleret CO<sub>2</sub>-dannelse fra jordprøver tilført moderate (350 mg C) og store (3500 mg C) mængder elefantgræs. Lodrette streger angiver 95%-konfidensinterval. n=3. Nederst: Andel omsat kulstof. Lodrette streger angiver spredningen.

#### 11.5.4 Lattergasproduktion fra kompostering og inkubering

Lattergasproduktionen under komposteringen gav en forøgelse af lattergasindholdet i den gennemblæste luft på cirka 520 mg N<sub>2</sub>O-N per ton komposteret gylle for både svinegylle og kvæggylle. Ved kompostering af alt dansk husdyrgødning (31,7 Mton/år) (Poulsen og Kristensen, 1997) ville dette medføre produktion af 16,5 Mg N<sub>2</sub>O-N per år, hvilket er negligibelt i forhold til landbrugets samlede lattergasproduktion på 20,7 Gg per år (1998) (Illerup, 2000).

Målinger under jordinkubation viste, at lattergasproduktion finder sted, især i starten af inkuberingsperioden. Det viste sig desværre at være vanskeligere end forventet at udtage prøver til lattergasbestemmelse, så måleserien måtte forkastes.

### 11.5.5 Omsætningens forløb under inkuberingen

Forløbet for omsætningen viser, som det fremgår af Figur 11.1 og Figur 11.2, at rå gylle, og især rå svinegylle, udviste en betydelig initial omsætning, som må hidrøre fra et indhold af letomsætteligt organisk materiale i gylle. Ved moderat tilførsel er omsætningsforløbet af afgasset gylle og kompost nogenlunde ens. Forløbet ved stor tilførsel viser en mindre omsætning af kompost i forhold til rå gylle, mens omsætningen af afgasset kvæggylle ligger mellem rå gylle og kompost.

Det har været et af de økologiske jordbrugeres argumenter mod biogasproduktion, at de ønsker en langsom omsættelig kvælstofkilde. Da jorden kun tilføres kvælstof fra kompost ved mineralisering (omsætning), bekræfter eksperimentet, at kompost opfylder dette ønske mere end rå gylle og afgasset gylle. Det har dog ikke ligget i eksperimentets formål at måle jordens indhold af plantetilgængelig kvælstof i løbet af inkuberingsperioden.

### 11.5.6 Totale kulstofbalancer

Under inkubering af *jordprøver tilført moderate mængder gødning* sås ingen forskel i omsætningen, og kulstofomsætningen under forbehandlingen var derfor bestemmende for de totale kulstofbalancer. Dermed var kulstofbevarelsen størst når gyllen ikke blev forbehandlet. Biogasproduktion bevarede mindst kulstof, idet afgasset gylle kun indeholdt cirka halvdelen af det oprindelige kulstofindhold. Under komposteringen forblev 83% af svinegyllens kulstof i svinekomposten, og 77% af kvæggyllen forblev i kvægkomposten. Komposteringen medførte derfor kun ringe tab af kulstof fra gyllen. Til gengæld havde elefantgræsset der indgik i komposteringen en betydelig omsætning på 37 og 48%. Da elefantgræs samtidig udgjorde størstedelen af komposteringsblandingen, medførte komposteringen et betydeligt kulstofftab fra elefantgræs, hvilket må tages i betragtning for et jordbrugs samlede kulstofregnskab, hvor halm er det anvendte strukturmateriale ved kompostering.

For forsøgsdelen med *store mængder gødning tilført til jorden* indikerer den direkte målemetode mindst kulstofbevarelse for kvægkompost, hvilket er i uoverensstemmelse med den indirekte målemetode og en almindelig forventning om, at kompost er mere modstandsdygtigt overfor mikrobiel omsætning end rå og afgasset gylle (Kirchmann og Bernal, 1997). Den direkte metode introducerer færre fejlkilder end den indirekte målemetode, og ansås derfor for mere pålidelig. Til gengæld er den mere følsom overfor måleusikkerhed, og det har svækket resultatets styrke.

For forsøgsdelen med *store mængder gødning tilført til jorden* giver de indirekte kvantitative bestemmelser af kulstofbevarelsen under inkuberingen mulighed for at opstille totale kulstofbalancer for forbehandlinger og inkubering, se Tabel 11.4.

For kompost er der opstillet to typer kulstofbalancer for hver gylletype. Den ene type omfatter blandingen af gylle og elefantgræs (bl.). Kulstofbalancer for blandingerne er relevante for et jordbrugs samlede kulstofregnskab for kompostering. Den anden type kulstofbalance (gylle) omfatter kun gylledelen af komposten, og er det egentlige mål med eksperimentet. Denne kulstofbalance nødvendiggør en antagelse om omsætningen af kompostens gylledel under jordinkuberingen. Det er antaget, at gylle og elefantgræs indeholdt i komposten omsættes lige meget under inkuberingen, så 74% svinegyllekulstof og 77% kvæggyllekulstof bevares under jordinkuberingen. Det ses, at de totale kulstofbalancer for kompostering er afhængig af om kun gylle eller om blandingen af gylle og elefantgræs betragtes.

Tabel 11.4: Den genfundne andel kulstof for forbehandlingerne (kompostering og biogasproduktion), for jordinkuberingen og for den totale kulstofbalance.

Genfundne C (%)	Forbehandling	Inkubering	Total balance
Ubehandlet svinegylle	100	52	52
Svinekompost (gylle)	83	74	61
Svinekompost (bl.)	65	74	49
Ubehandlet kvæggylle	100	67	67
Afg. kvæggylle	53	66	35
Kvægkompost (gylle)	77	77	59
Kvægkompost (bl.)	55	77	42

For kompost er angivet kulstofbevarelsen for gylledelen af komposten (gylle) og for hele komposten, dvs. blandingen af gylle og elefantgræs (bl.). Spredningen på opgørelser i totalbalancen er under 10% af de angivne værdier.

Af Tabel 11.4 ses det, at for *svinegylle* er den totale kulstofbevarelse af gylle større når gylle komposteres før nedmuldning, end ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Betragtes derimod den samlede kompostblanding, er den totale kulstofbevarelse ens for kompostering og nedmuldning af ubehandlet gylle. Det er især en betydelig omsætning af rå gylle under jordinkuberingen, der reducerer kulstofbevarelsen ved nedmuldning af ubehandlet gylle.

For *kvæggylle* er den totale kulstofbevarelse størst ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Bioforgasning medfører mindst kulstofbevarelse både som forbehandling og under jordinkuberingen og er dermed den behandling, som bevarer mindst kulstof i den totale kulstofbalance. Kulstofbevarelsen ved kompostering ligger mellem bioforgasning og ubehandlet. Betragtes gylledelen af kompost bevares næsten lige så meget kulstof som ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Betragtes derimod kompostblandingen, er kulstofbevarelsen kun en smule større end for bioforgasning.

Sammenlignes svinegylle og kvæggylle ses det, at kulstofbevarelsen for ubehandlet gylle er størst for kvæggylle. For kompost er der derimod ikke forskel mellem svinegylle og kvæggylle.

Resultaterne er ikke i overensstemmelse med Kirchmann og Bernal (1997), som fandt betydelig mindre kulstofbevarelse ved bioforgasning (anaerob behandling) og ved nedmuldning af ubehandlet gylle. Uoverensstemmelsen kan skyldes afvigelser i udførelsen af bioforgasningen og kompostering.

## 11.6 Videre perspektiv

Sammenfattende kan det konkluderes, at eksperimentet har belyst kulstofbevarelsen ved forskellig behandling af gylle, men resultatet er behæftet med stor usikkerhed. Dette kan delvis tilskrives anomaliteter ved de anvendte materialer, men også andre forhold, som ikke umiddelbart lader sig forklare, gør sig gældende. Eksperimentet viser mindre samlet bevarelse af kulstof indeholdt i gylle ved biogasproduktion end ved kompostering. Dette kan indgå i debatten om biogasproduktion kontra kompostering, men det må ske under hensyn til resultatets kvalitet og eksperimentets in vitro design.

(i) Ved fremtidige lignende eksperimenter anbefales en indledende kontrol af de anvendte materials normalitet. (ii) Ønskes direkte måling af ændringer i jordens kulstofindhold skal budget og arbejdsplan være forberedt til et stort antal målegentagelser, men dette alene er ikke garanti for signifikans. (iii) Bestemmelse af CO<sub>2</sub>-dannelse ved hjælp af NaOH-fælder udviser stor spredning indenfor de enkelte gentagelser. Det kan skyldes reelle forskelle i omsætningen, men det kan også skyldes metodiske begrænsninger. Hele metoden til



bestemmelse af CO<sub>2</sub>-respiration fra jordprøver i lukkede inkuberingsglas med NaOH-fælder bør derfor underkastes en fornyet kontrol. (iii) Isotop-måling på CO<sub>2</sub> fældet som CaCO<sub>3</sub> viste stor spredning indenfor de enkelte gentagelser. Det er uafklaret, om det skyldes reelle forskelle mellem gentagelserne eller metodemæssige begrænsninger. Dette bør afklares, eventuelt i forbindelse med kontrol af metoden til bestemmelse af CO<sub>2</sub>-dannelse med NaOH-fælder. Som det ses, giver eksperimentet information om de anvendte metoders begrænsning, og de observerede anomaliteter må derfor betragtes som en del af eksperimentets resultat.

## 11.7 Taksigelser

Eksperimentet har venligst været støttet af Energistyrelsen, J.nr. 51161/96-0073. For vejledning og motivation vil jeg gerne takke lektor Jakob Magid, KVL og lektor Irena Angelidaki, DTU. Desuden tak til studenterhjelperne Jesper Luxhøj og Jens Pedersen, KVL for at stille sig til rådighed på skæve arbejdstider, samt for inspiration og diskussion.

## 11.8 Referencer

- Angelidaki, I. (1992). Anaerobic thermophilic biogas process: The effect of lipids and ammonia. Ph.d.-rapport, Inst. for Bioteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.
- Balesdent, J. og Mariotti, J. (1996). Measurement of Soil Organic Matter Turnover Using <sup>13</sup>C Natural Abundance. I Boutton, T.W. og Yamasaki, S.-i. (ed.) *Mass spectrometry of soils*, pp. 83-111. Marcel Dekker, Inc., USA.
- Brandt, M. (1998). Omsætning af majs og majsafledt fæces i jord - et metodestudie. Kandidat-afhandling. Institut for Jordbrugsvidenskab, Sektion for Planteernæring. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Eghball, B., Power, J.F., Gilley, J.E., og Doran, J.W. (1997). Waste Management. Nutrient, Carbon, and Mass Loss during Composting of Beef Cattle Feedlot Manure. *J. Environ. Qual.* **26**, 189-193.
- Hansen, K.H., Angelidaki, I. og Ahring, B.K. (1998). Anaerobic Digestion of Swine Manure: Inhibition by Ammonia. *Wat. Res.* **32**, 1, 5-12.
- Illerup, J.B., Lyck, E., Winther, M. og Rasmussen, E. (2000) Denmark's National Inventory Report - Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change. Samfund og Miljø - Emissions Inventories. Research Notes from NERI no. 127.
- Janssen, B.H. (1984). A simple method for calculating decomposition and accumulation of "young" soil organic matter. *Plant and Soil* **76**, 297-304.
- Johnston, A.E. (1975). The Woburn Market Garden experiment, 1942-69. II. Effects of the treatments on soil pH, soil carbon, nitrogen, phosphorus and potassium. *Rothamsted Experimental Station Report for 1974*, Part 2, pp. 102-131.
- Kirchmann, H. og Witter, E. (1992) Composition of Fresh, Aerobic and Anaerobic Farm Animal Dungs. *Bioresource Technology* **40**, 137-142.
- Kirchmann, H. og Bernal M.P. (1997). Organic Waste Treatment and C Stabilization Efficiency. *Soil Biol. Biochem.* **29**, No. 11/12, 1747-1753.
- Luxhøj, J. (1999). Dynamics in Invertase, Xylanase and Coupled Quality Compounds of Decomposting Green and Brown Residues. Kandidat-afhandling. Institut for Jordbrugsvidenskab, Sektion for Planteernæring. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Poulsen, H.D. og Kristensen, V.F. (1997). Normtal for husdyrgødning. Beretning Nr. 736. Danmarks Jordbrugsforskning.

**Bilag A: Karakteristika for de anvendte materialer i eksperimentet.**

	Tørstof i prøve %	Total-C i tørstof %	Total-N i tør- stof %	C/N	$\delta^{13}\text{C}$ ‰	$\text{NH}_4^+$ g/kg prøve	Cellulose %	Lignin %	Aske %	Rest %
Svinegylle	6,0 (0,3)	34,1 (2,3)	13,8 (1,1)	2,5	-29,0 (0,1)	7,3 (0,2)	11,7 (0,7)	6,5 (0,4)	1,5 (0,1)	80,3 (0,3)
Kvæggylle	9,4 (0,1)	43,9 (1,5)	5,2 (0,2)	8,4	-27,6 (0,1)	2,9 (0,0)	22,7 (1,1)	14,5 (0,9)	4,9 (0,1)	57,9 (0,5)
Elefantgræs	91,5	44,6 (0,2)	0,7 (0,01)	64,1	-14,1 (0,1)		46,2 (3,6)	14,7 (2,0)	3,2 (2,3)	36,7 (2,6)
Jord	88,1	1,7 (0,1)	0,2 (0,01)	10,0	-27,3 (0,2)					
Opk. svinegylle	29,0	40,2 (0,4)	4,1 (0,1)	9,8						
Opk. kvæggylle	22,9	36,4 (0,3)	3,2 (0,1)	11,4						
Afg. kvæggylle	5,0 (0,3)	40,1 (0,8)	5,5 (0,3)	7,3	-27,8 (0,1)	1,8 (0,0)	23,3 (1,2)	19,2 (1,3)	12,4 (1,2)	45,0 (1,5)
Opk. afg. kvæggylle	24,0	33,6 (0,7)	2,0 (0,1)	16,6						
Svinekompost	21,0	41,6 (2,6)	2,8 (0,1)	15,0	-15,8 (0,1)	2,3 (0,0)	31,3 (0,7)	19,0 (0,5)	13,5 (0,4)	36,2 (0,8)
Kvægkompost	19,6	38,0 (2,0)	1,8 (0,1)	21,4	-16,4 (0,2)	0,3 (0,0)	27,9 (1,0)	18,2 (1,9)	26,3 (2,9)	27,6 (2,2)

Afg.: afgasset materiale. Opk.: Opkoncentreret materiale til serien "stor kulstoftilførsel". Opkoncentrering skete ved centrifugering og bortsmidning af centrifugatet. Tabet af opløst kvælstof med centrifugatet forøgede C/N-forholdet for det opkoncentrerede materiale. Standardafvigelse i parentes. n=3, bortset fra jord hvor n=16.

**Bilag B: CO<sub>2</sub>-respiration fra jordprøver.**

mg CO <sub>2</sub> -C /dag/kg jord		Tid (dag)										
		2	4	7	14	21	37	52	93	177	273	430
Moderat tilførsel: 350 mg C	Svinegylle-1	21,2	25,6	8,8	7,0	4,1	2,7	2,1	1,4	1,0	0,7	0,5
	Svinegylle-2	18,9	24,8	9,1	6,2	3,9	2,8	2,2	1,3	0,9	1,0	0,7
	Svinegylle-3	19,3	25,6	8,8	6,2	3,9	2,7	2,0	1,2	0,9	0,8	0,7
	Svinegyllekompost-1	3,9	4,2	2,6	2,7	1,9	2,6	2,8	2,1	1,4	1,1	1,1
	Svinegyllekompost-2	3,5	3,8	2,6	2,9	2,2	2,7	2,8	2,1	1,5	1,3	0,7
	Svinegyllekompost-3	3,2	3,4	2,3	2,5	1,9	2,5	2,6	1,9	1,5	1,3	0,8
	Kvæggylle-1	10,3	5,7	3,3	4,0	3,2	3,4	2,8	2,0	1,4	1,2	0,9
	Kvæggylle-2	9,2	6,4	4,1	4,4	3,2	3,3	2,7	2,2	1,5	1,1	0,7
	Kvæggylle-3	10,3	5,3	3,3	4,5	3,4	3,3	2,7	1,9	1,3	1,0	0,6
	Kvæggyllekompost-1	2,0	4,0	2,6	2,7	2,4	2,1	2,3	1,9	1,5	1,5	1,0
	Kvæggyllekompost-2	1,3	4,2	2,3	2,5	1,9	2,2	2,2	2,0	1,5	1,5	0,8
	Kvæggyllekompost-3	3,2	3,4	2,6	2,5	1,7	1,9	2,0	1,9	1,5	1,3	0,8
	Afgasset kvæggylle-1	6,9	5,3	3,3	3,6	2,8	2,4	2,4	1,7	1,3	1,3	0,8
	Afgasset kvæggylle-2	6,2	4,9	3,6	3,4	2,4	2,4	2,2	1,7	1,3	1,3	0,9
	Afgasset kvæggylle-3	7,3	4,9	4,1	2,9	2,4	2,6	2,2	1,6	1,3	1,0	0,7
	Elefantgræs-1	3,5	3,8	2,3	3,0	2,8	3,2	3,4	2,2	2,0	1,7	1,4
	Elefantgræs-2	3,5	3,8	2,8	3,7	3,2	3,3	3,3	2,5	2,0	1,8	1,4
	Elefantgræs-3	3,5	3,8	3,3	4,2	3,7	3,5	3,2	2,6	2,0	1,9	1,5
Stor tilførsel: 3500 mg C	Svinegylle-1	34,7	35,3	23,1	20,5	17,6	12,8	10,9	5,9	6,2	2,8	3,1
	Svinegylle-2	30,2	36,8	21,3	20,6	17,6	13,0	11,1	5,6	5,1	1,9	2,3
	Svinegylle-3	28,9	33,8	21,6	20,0	17,6	12,8	10,7	5,7	5,2	2,3	3,5
	Svinegyllekompost-1	15,9	7,6	5,6	4,4	5,4	8,3	8,7	5,7	3,5	2,5	1,3
	Svinegyllekompost-2	16,3	7,2	5,1	4,2	4,9	8,4	8,7	6,4	3,8	3,2	1,7
	Svinegyllekompost-3	19,3	6,8	4,6	3,1	4,6	8,1	8,5	5,6	3,3	2,7	2,2
	Kvæggylle-1	38,1	15,1	12,6	19,7	17,2	12,7	10,0	5,2	3,4	2,4	2,0
	Kvæggylle-2	38,4	16,2	12,6	19,4	17,2	12,5	10,0	5,0	3,2	1,8	1,5
	Kvæggylle-3	36,9	15,4	11,8	19,4	17,6	12,7	9,5	5,1	3,4	2,1	1,5
	Kvæggyllekompost-1	5,8	4,2	3,8	2,8	2,6	4,3	4,2	5,1	3,6	4,1	2,5
	Kvæggyllekompost-2	5,4	5,3	3,3	2,9	3,0	3,8	4,2	5,3	4,4	3,9	2,5
	Kvæggyllekompost-3	5,4	5,3	3,8	3,1	2,8	3,8	3,8	5,0	3,4	3,8	2,5
	Afgasset kvæggylle-1	16,3	9,4	8,3	11,2	12,5	10,5	8,1	5,5	3,3	3,6	2,8
	Afgasset kvæggylle-2	15,9	9,4	8,3	10,3	11,1	10,1	7,9	5,1	3,1	3,6	2,8
	Afgasset kvæggylle-3	17,8	9,4	9,6	12,3	11,6	10,3	7,7	5,2	3,6	3,6	2,8
	Elefantgræs-1	10,7	6,8	7,6	12,4	12,6	12,6	11,6	7,2	7,5	5,4	3,9
	Elefantgræs-2	9,9	8,7	9,3	13,4	12,6	11,9	11,2	7,1	7,3	5,1	4,2
	Elefantgræs-3	9,2	9,1	8,8	12,7	13,5	12,2	11,2	7,2	7,1	4,6	3,4
	Kontrol-1	0,2	1,9	3,1	2,6	2,1	3,1	2,1	1,8	1,4	1,1	1,0
	Kontrol-2	-0,2	3,1	2,3	2,1	2,6	3,1	2,1	1,8	1,3	1,2	0,8
	Kontrol-3	2,4	3,1	3,1	2,6	2,1	2,7	2,2	1,6	1,4	1,1	0,7

**Bilag C:  $\delta^{13}\text{C}$  for CO<sub>2</sub> fra jordprøver.**

‰	Tid (dag)										
	2	4	7	14	21	37	52	93	177	273	430
Svinegyllekompost-1	-21,7	e.m.	-23,8	-26,1	-25,5	-22,8	-21,7	e.m.	-23,0	-25,0	-28,1
Svinegyllekompost-2	-22,7	-21,9	-22,5	-28,3	-25,4	-22,0	-21,2	-22,5	e.m.	e.m.	-25,7
Svinegyllekompost-3	-22,5	-22,3	-24,6	-26,2	-25,5	-22,2	-21,6	-22,4	-23,0	-23,9	-27,7
Kvæggyllekompost-1	-23,1	-23,4	e.m.	e.m.	-26,7	-24,9	-24,8	e.m.	-22,8	-22,1	-24,5
Kvæggyllekompost-2	-24,2	-26,1	-25,4	-25,1	-26,6	-25,4	-24,8	-24,3	-23,0	-23,8	-24,2
Kvæggyllekompost-3	-24,0	-24,3	-25,4	e.m.	-26,5	-26,0	-25,7	-24,4	-22,9	-24,2	-25,1
Elefantgræs-1	-23,3	-22,9	-23,5	-23,3	-22,4	-21,3	-21,0	e.m.	e.m.	-24,8	-25,5
Elefantgræs-2	-23,6	-22,3	-23,4	-23,2	-21,8	-20,9	-21,9	-22,5	-22,5	-26,2	-27,6
Elefantgræs-3	-23,0	-22,8	-23,8	-22,6	-21,3	-20,7	-21,5	-22,0	-22,1	-24,7	-29,3
Kontrol-1	-23,9	-24,1	-25,1	-27,5	e.m.	-25,7	-26,5	-26,6	-25,7	-28,1	-26,9
Kontrol-2	-24,0	e.m.	-25,9	-27,9	-26,6	-25,9	-27,1	-26,0	e.m.	-28,7	-28,0
Kontrol-3	-25,2	-24,7	-25,2	e.m.	e.m.	-25,9	-26,8	-25,9	-25,6	-26,9	-26,6

e.m.: ej målt.

